



Título del Trabajo Fin de Máster:

***ESTUDIO Y OPTIMIZACIÓN DEL  
PROCESO DE SEDIMENTACIÓN DE  
PRECIPITADOS PROCEDENTES DEL  
TRATAMIENTO DE LOS EFLUENTES  
DE UNA INDUSTRIA DE  
RECUBRIMIENTO DE SUPERFICIES  
METÁLICAS***

Intensificación:

***TRATAMIENTO DE AGUAS***

Autor:

***MARTÍ BLASCO, MIGUEL***

Director/es:

***Dr. Enrique Javier Asensi Dasí***

Fecha: Septiembre, 2012



Título del Trabajo Fin de Máster:

***Estudio y optimización del proceso de sedimentación de precipitados procedentes del tratamiento de los efluentes de una industria de recubrimiento de superficies metálicas***

Autor: **MARTÍ BLASCO, MIGUEL**

Tipo	A <input checked="" type="checkbox"/> B <input type="checkbox"/>	Lugar de Realización	VALENCIA
Director	<i>Enrique Javier Asensi Dasí</i>	Fecha de Lectura	Septiembre,
Codirector1			
Codirector2			
Tutor	<i>Luis F. Jorques Megías</i>		

**Resumen:**

*El objetivo del siguiente trabajo ha sido optimizar el proceso de sedimentación de lodos de una depuradora físico-química de aguas residuales industriales que trata el agua procedente de una empresa de recubrimiento de superficies metálicas ubicada en el municipio de L'Ollería.*

*En primer lugar, se han obtenido las condiciones óptimas de operación del proceso de coagulación-floculación y sedimentación, que garanticen una menor producción de lodo así como la producción de un efluente lo más clarificado posible.*

*En segundo lugar, se ha abordado el problema que existe actualmente en el proceso de espesado y posterior deshidratación.*

*Para ello, se ha obtenido el modelo que mejor ajusta la velocidad de sedimentación de los lodos en función de la concentración de sólidos suspendidos.*

*Seguidamente se ha estudiado la variación de la velocidad de sedimentación aplicando las condiciones de operación óptimas anteriormente obtenidas y acondicionando el lodo con el uso de un polielectrolito.*

*Finalmente se ha determinado la superficie mínima necesaria para el correcto espesado del lodo y se han formulado una serie de medidas que ayuden a evitar el problema de acumulación de lodo y escape de sólidos que existe actualmente en el espesador*

**Abstract:**

*The aim of this study was to optimize the process of sedimentation of sludge from a physico-chemical wastewater treatment plant that treats the water from a surface treatment company in the municipality of L'Ollería.*

*First, we obtained the optimum operating conditions of the process of coagulation-flocculation and sedimentation, which ensure a lower sludge production and the production of a clarified effluent.*

*Second, it has tackled the problem that exists in the thickening and dewatering processes.*

*It has obtained the best model that adjusts the sedimentation's speed of the sludge in function of the concentration of suspended solids.*

*Next, it has studied the variation of the sedimentation's speed applying the optimum operating conditions and conditioning the sludge obtained with the use of a polyelectrolyte.*

*Finally it has determined the minimum area required for the correct thickening of the sludge and it has formulated a number of measures to avoid the problem of sludge accumulation and the escape of solids that exists in the thickener.*

**Resum:**

*L'objectiu del següent treball ha sigut optimitzar el procés de sedimentació de fangs d'una depuradora fisicoquímica d'aigües residuals industrials que tracta l'aigua procedent d'una empresa de recobriment de superfícies metàl·liques ubicada al municipi de l'Olleria.*

*En primer lloc, s'han obtingut les condicions òptimes d'operació del procés de coagulació-floculació i sedimentació, que garantixen una menor producció de fang així com la producció d'un efluent el més clarificat possible.*

*En segon lloc, s'ha abordat el problema que hi ha actualment en el procés d'espessat i posterior deshidratació.*

*Per això, s'ha obtingut el model que millor ajusta la velocitat de sedimentació dels fangs en funció de la concentració de sòlids suspesos.*

*Seguidament s'ha estudiat la variació de la velocitat de sedimentació aplicant les condicions d'operació òptimes anteriorment obtingudes i acondicionant el fang amb l'ús d'un polielectrolit.*

*Finalment s'ha determinat la superfície mínima necessària per al correcte espessat del fang i s'han formulat una sèrie de mesures que ajuden a evitar el problema d'acumulació de fang i escapament de sòlids que hi ha actualment al espessador*

**Palabras clave:**

*Velocidad de sedimentación, recubrimiento de superficies metálicas, espesador, modelo exponencial, acondicionamiento, polielectrolito, deshidratación.*

*Sedimentation's speed, surface treatment, thickener, exponential model, conditioning, polyelectrolyte, dewatering.*

*Velocitat de sedimentació, recobriment de superfícies metàl·liques, espessador, model exponencial, acondicionament, polielectrolit, deshidratació.*

INDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. PROCESO PRODUCTIVO.....	2
1.1.1. Lavado/desengrasado previo.....	2
1.1.2. Tratamiento superficial.....	3
1.2. CONTAMINACIÓN AGUAS SUPERFICIALES.....	14
1.2.1. Vertidos diluidos.....	14
1.2.2. Vertidos concentrados.....	15
1.3. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	16
1.3.1. DEPURADORA FÍSICO-QUÍMICA.....	16
1.3.1.1. Separador de aceites y grasas.....	16
1.3.1.2. Depósitos de almacén y homogeneización.....	17
1.3.1.3. Oxidación de cianuros.....	19
1.3.1.4. Coagulación-floculación-sedimentación.....	20
1.3.1.5. Espesador.....	25
1.3.1.6. Filtro prensa.....	28
1.3.1.7. Tratamientos posteriores.....	30
1.3.2. EVAPORADOR.....	31
1.3.3. DESMINERALIZACIÓN DEL AGUA.....	33
2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.....	36
3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	37
3.1. PRECIPITACIÓN QUÍMICA.....	37
3.1.1. Descripción del proceso.....	37
3.1.2. Precipitación de hidróxidos.....	37
3.1.3. Precipitación como sulfuros.....	39
3.1.4. Precipitación como carbonatos.....	39
3.2. COAGULACIÓN.....	39
3.2.1. Mecanismo de la coagulación.....	39
3.3. FLOCULACIÓN.....	41
3.3.1. Estabilidad de los flóculos.....	41
3.3.2. Tipos de floculantes.....	42
3.4. SEDIMENTACIÓN.....	42
3.4.1. Teoría de la sedimentación.....	42
3.4.1.1. Sedimentación de partículas discretas.....	43
3.4.1.2. Sedimentación floculada.....	46
3.4.1.3. Sedimentación zonal.....	47
3.4.1.4. Compresión.....	48
3.4.2. Factores que influyen en la sedimentación.....	48
3.4.2.1. Calidad del agua.....	48
3.4.2.2. Condiciones hidráulicas.....	48
3.4.2.3. Factores externos.....	49
3.4.3. Medida de sedimentabilidad.....	49
3.4.4. Velocidad de sedimentación zonal.....	49

<b>4. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>52</b>
4.1. Determinación de sólidos suspendidos.....	52
4.2. Determinación de la humedad.....	52
4.3. Determinación de las condiciones de operación óptimas (ensayos JAR TEST)...	53
4.4. Ensayos de sedimentación.....	55
<b>5. RESULTADOS.....</b>	<b>56</b>
5.1. Jar test.....	56
5.1.1. Tiempo de mezcla lenta.....	59
5.1.2. Gradiente de velocidad.....	65
5.1.3. Dosis de polielectrolito.....	70
5.1.3.1. Polielectrolito aniónico 1.....	70
5.1.3.2. Polielectrolito aniónico 2.....	75
5.1.3.3. Comparativa polielectrolitos aniónicos.....	79
5.1.3.4. Polielectrolito catiónico 1.....	81
5.1.3.5. Polielectrolito catiónico 2.....	84
5.1.3.6. Comparativa polielectrolitos catiónicos.....	87
5.1.3.7. Comparativa polielectrolito ECOPOL vs OMEGA AP 2210.....	88
5.1.4. Tiempo de sedimentación.....	89
5.1.5. Conclusiones.....	89
5.2. Estudio de la sedimentabilidad del lodo.....	90
5.2.1. Modelización de la velocidad de sedimentación.....	93
5.2.2. Estudio de la influencia de la aplicación de las condiciones óptimas de operación y acondicionamiento del lodo en la velocidad de sedimentación del lodo.....	96
5.2.2.1. Aplicación de las condiciones óptimas obtenidas en los ensayos de Jar Test.....	96
5.2.2.2. Acondicionamiento del lodo a espesar mediante la adición de un polielectrolito.....	99
5.2.2.3. Modelización de la velocidad de sedimentación del lodo añadiendo diferentes dosis de polielectrolito.....	103
5.3. Problemática actual.....	105
5.4. Determinación de la superficie mínima necesaria para el correcto espesado del lodo.....	106
5.4.1. Determinación de la superficie necesaria a partir de los resultados de un ensayo de sedimentación simple (batch).....	106
5.4.2. Determinación de la superficie necesaria a partir del análisis del flujo de sólidos.....	110
5.4.3. Comparativa.....	115
5.5. Soluciones.....	116
5.5.1. Valoración económica.....	120
5.6. Conclusiones.....	121
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>122</b>

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de la línea ZN.01.T.....	3
Figura 2. Esquema de la línea ZN.01.B.....	5
Figura 3. Esquema de la línea ZN.02.T.....	7
Figura 4. Esquema de la línea ZN.03.T.....	8
Figura 5. Esquema de la línea ZN.04.T.....	9
Figura 6. Esquema de la línea FF.01.T.....	10
Figura 7. Esquema de la línea Al.O1.C.....	11
Figura 8. Esquema de la línea NI.01.T.....	12
Figura 9. Esquema de la planta depuradora.....	16
Figura 10. Desengrasador de placas corrugadas.....	17
Figura 11. Depósitos pulmón de 5 m <sup>3</sup> y 40 m <sup>3</sup> .....	18
Figura 12. Depósito de oxidación de cianuros.....	20
Figura 13. Tanques de precipitación-sedimentación.....	20
Figura 14. Espesador con campana tranquilizadora. Fuente: Water and wastewater engineering (1968).....	25
Figura 15. Espesador por gravedad.....	26
Figura 16. Filtro prensa.....	29
Figura 17: Filtro de sílex-antracita (parte posterior) y filtros 300 micras (parte anterior).....	31
Figura 18. Esquema del tratamiento de los vertidos concentrados en el evaporador.....	31
Figura 19. Evaporador.....	32
Figura 20. Esquema de la desmineralización del agua.....	33
Figura 21. Filtro Carbón activo (izquierda) y desmineralizador (derecha).....	34
Figura 22. Equipo de osmosis inversa.....	34
Figura 23. Solubilidad de los hidróxidos metálicos en función del pH. Fuente: Handbook of environmental engineering (Physicochemical treatment processes.....	38
Figura 24. Ventajas y desventajas de la precipitación por cal y por sosa (Chung, 1989).....	38
Figura 25. Energía potencial de interacción de las partículas coloidales.....	40
Figura 26. Fuerzas actuantes en una partícula.....	44
Figura 27. Índices de Willcomb para determinar el tamaño del flóculo.....	46
Figura 28. Decantación zonal.....	47
Figura 29. Datos típicos de la deshidratación mediante filtro prensa.....	106
Figura 30. Análisis gráfico de la curva de sedimentación zonal (Metcalf & Eddy, 1995).....	107
Figura 31. Representación del funcionamiento de un tanque de sedimentación (Metcalf & Eddy, 1995).....	110
Figura 32. Esquema de definición para el análisis de los datos de sedimentación utilizando el método de análisis de flujo de sólidos (Metcalf & Eddy, 1995).....	112

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Caudales totales de las distintas líneas de producción.....	14
Tabla 2. Caudales totales según la naturaleza del vertido.....	15
Tabla 3. Dimensiones de los depósitos pulmón.....	18
Tabla 4. Tiempo de retención medio de un depósito pulmón de 5 m <sup>3</sup> .....	19
Tabla 5. Tiempo de retención medio total de los tres depósitos almacén de 40 m <sup>3</sup> .....	19
Tabla 6. Dimensiones de un reactor de coagulación-floculación.....	21
Tabla 7. Características del agitador.....	22
Tabla 8. Caudales de entrada y salida del proceso de coagulación-floculación.....	24
Tabla 9. Tiempo de retención medio del reactor A y B en horas.....	25
Tabla 10. Dimensiones del espesador.....	26
Tabla 11. Características del filtro prensa.....	28
Tabla 12. Caudal total diario y por ciclo de lodo que entra al filtro prensa.....	29
Tabla 13. Valores de coeficiente de arrastre.....	46
Tabla 14. correlaciones empírica entre los parámetros de sedimentación zonal y los parámetros de sedimentabilidad IVF.....	51
Tabla 15. Condiciones de operación de la planta real y del ensayo Jar Test.....	58
Tabla 16. Ph y conductividad de las distintas muestras de agua ensayadas.....	58
Tabla 17. Características del polielectrolito aniónico 1.....	70
Tabla 18. Características del polielectrolito aniónico 2.....	76
Tabla 19. Características del polielectrolito catiónico 1.....	81
Tabla 20. Características del polielectrolito catiónico 2.....	84
Tabla 21. Líneas de producción en funcionamiento durante los distintos días de ensayo.....	90
Tabla 22. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos durante los cinco días de ensayo.....	92
Tabla 23. Modelos utilizados para el ajuste de las velocidades de sedimentación.....	93
Tabla 24. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (18/01/2012).....	94
Tabla 25. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (26/01/2012).....	94
Tabla 26. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (01/02/2012).....	94
Tabla 27. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (08/02/2012).....	94
Tabla 28. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (23/02/2012).....	95
Tabla 29. Valores medios de R <sup>2</sup> y SCR en los cinco ensayos.....	95
Tabla 30. Condiciones normales y óptimas de operación para ensayos Jar Test.....	97
Tabla 31. Características del agua bruta de entrada y del agua clarificada obtenida durante los dos ensayos.....	99
Tabla 32. Velocidades de sedimentación zonal para distintas dosis de polielectrolito aniónico y catiónico en el ensayo realizado el día 20/06/2012.....	100
Tabla 33. Velocidades de sedimentación zonal para distintas dosis de polielectrolito catiónico en el ensayo realizado el día 27/06/2012.....	101

Tabla 34. Tiempo necesario para espesar el lodo un 25% y un 50% dependiendo de la dosis de polielectrolito utilizada.....	103
Tabla 35. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos y distintas dosis de polielectrolito.....	103
Tabla 36. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación al modelo exponencial para distintas dosis de polielectrolito.....	104
Tabla 37. Ajuste de la velocidad de sedimentación al modelo exponencial para distintas dosis de polielectrolito.....	104
Tabla 38. Concentración de sólidos suspendidos de seis muestras de lodo sin espesar y seis de lodo espesado.....	105
Tabla 39. Concentración de sólidos (%) de diez muestras de lodo deshidratado.....	106
Tabla 40. Superficie mínima para el correcto espesado de las cuatro muestras de lodo según el método de Talmadge y Fitch.....	109
Tabla 41. Superficie mínima para el correcto espesado de las cuatro muestras de lodo según el método del análisis de flujo de sólidos.....	115
Tabla 42. Comparativa de la superficie mínima para el correcto espesado de las cuatro muestras de lodo según el método del análisis de flujo de sólidos y Talmadge & Fitch.....	115
Tabla 43. Caudales de extracción y nº de placas necesarias para conseguir un flujo de sólidos límite superior al flujo de sólidos actual.....	117
Tabla 44. Superficie mínima y flujo de sólidos límite a distintas dosis de polielectrolito.....	118

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Caudal de lodo entrante al espesador durante dos ciclos consecutivos.....	27
Gráfico 2. Volumen de lodo que entra al filtro prensa durante un ciclo.....	30
Gráfico 3. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función del tiempo de mezcla lenta.....	60
Gráfico 4. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función del tiempo de mezcla lenta.....	61
Gráfico 5. Comparativa en la eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos y turbidez en función del tiempo de mezcla lenta (Ensayo 3 y 4).....	62
Gráfico 6. Volumen de lodo generado en función del tiempo de mezcla lenta.....	63
Gráfico 7. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 1).....	65
Gráfico 8. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 2).....	66
Gráfico 9. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 3).....	66
Gráfico 10. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 1).....	67
Gráfico 11. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 2 y 3).....	67
Gráfico 12. Volumen de lodo generado en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 1).....	68
Gráfico 13. Volumen de lodo generado en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 2).....	68
Gráfico 14. Volumen de lodo generado en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 3).....	69
Gráfico 15. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (Ensayo 27/03/2012).....	71
Gráfico 16. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (resto de ensayos).....	72
Gráfico 17. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 .....	73
Gráfico 18. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (Ensayo 27/03/2012).....	73
Gráfico 19. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (Ensayos 10/04/2012 y 03/04/2012).....	74
Gráfico 20. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (resto de ensayos).....	75
Gráfico 21. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (Ensayo 24/04/2012).....	76
Gráfico 22. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (resto de ensayos).....	77
Gráfico 23. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (Ensayo 24/04/2012).....	77
Gráfico 24. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (Ensayo 24/04/2012).....	78

Gráfico 25. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (resto de ensayos).....	79
Gráfico 26. Eficiencia en la eliminación de turbidez y volumen de lodo generado con el uso de polielectrolitos aniónicos.....	79
Gráfico 27. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1 (Ensayo 15/05/2012).....	81
Gráfico 28. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1 (Ensayo 22/05/2012).....	82
Gráfico 29. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1.....	82
Gráfico 30. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1 (Ensayo 15/05/2012).....	83
Gráfico 31. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1 (Ensayo 22/05/2012).....	83
Gráfico 32. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2 (Ensayo 18/05/2012).....	84
Gráfico 33. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2 (Ensayo 22/05/2012).....	85
Gráfico 34. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2.....	85
Gráfico 35. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2 (Ensayo 18/05/2012).....	86
Gráfico 36. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2 (Ensayo 22/05/2012).....	86
Gráfico 37. Eficiencia en la eliminación de turbidez y volumen de lodo generado con el uso de polielectrolitos catiónicos.....	87
Gráfico 38. Eficiencia en la eliminación de turbidez y volumen de lodo generado con el uso del polielectrolito aniónico y catiónico.....	88
Gráfico 39. Volumen de lodo generado a distintos tiempos en condiciones normales y condiciones óptimas.....	89
Gráfico 40. Altura de la interfase en función del tiempo, ecuación lineal y coeficiente $R^2$ para distintas concentraciones de sólidos en el ensayo realizado el día 08/02/2012.....	91
Gráfico 41. Velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido en los cinco días de ensayo.....	92
Gráfico 42. Representación gráfica del ajuste de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos al modelo exponencial.....	96
Gráfico 43. Velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos del lodo producido el día 28/05/2012 y 05/06/2012.....	98
Gráfico 44. Representación altura de la interfase en función del tiempo para distintas dosis de polielectrolito aniónico y catiónico en el ensayo realizado el día 20/06/2012.....	100
Gráfico 45. Representación altura de la interfase en función del tiempo para distintas dosis de polielectrolito catiónico en el ensayo realizado el día 27/06/2012.....	101
Gráfico 46. Velocidad de sedimentación en función de la dosis aplicada en los ensayos realizados el día 20/06/2012 (derecha) y el 27/06/2012 (izquierda).....	101

Gráfico 47. Velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos para las distintas dosis de polielectrolito.....	104
Gráfico 48. Análisis de la curva de sedimentación para una concentración de 2350 mg/l del lodo obtenido el día 28/02/2012.....	109
Gráfico 49. Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido el día 01/02/2012.....	114
Gráfico 50. Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido el día 01/02/2012 y para un caudal de extracción de 96 m <sup>3</sup> /día.....	116
Gráfico 51. Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos sin añadir polielectrolito (izquierda) y añadiendo una dosis de 10 ml (derecha).....	118

### 1.INTRODUCCIÓN

GALOL, S.A. es una empresa especialista en tratamientos de superficies y recubrimientos electrolíticos, no electrolíticos, especiales, químicos, orgánicos, inorgánicos...etc, ubicada en el municipio de L'Olleria (Valencia). Galol empezó su andadura en 1975 siendo una pequeña empresa familiar que trataba tornillos para vehículos. Actualmente cuenta con una plantilla de 150 profesionales y se caracteriza por realizar recubrimientos innovadores, con menor impacto medioambiental y con menor coste para la industria del automóvil.

El proceso electroquímico por el cual se puede cubrir un metal con otro se conoce como galvanizado y sirve para proteger la superficie del metal sobre el cual se realiza el proceso. La deposición de la capa metálica se realiza sobre la superficie de un conductor inmerso en un electrolito, con el uso de la corriente eléctrica. Un electrolito es una disolución de sales metálicas en el agua, en la cual se produce una disociación en átomos o grupos de átomos cargados eléctricamente llamados iones.

Este proceso se realiza en un baño con un ánodo y un cátodo cubiertos por la solución de sales del elemento que utilizamos para recubrir el objeto. El ánodo estará compuesto de dicho material para ir aportando iones a la solución a medida que se oxida sustituyendo a los que se están consumiendo en la reacción electroquímica. Además se utiliza una corriente eléctrica para propiciar la precipitación de iones metálicos, sobre un objeto conductor que será el cátodo de la celda, creando un fino recubrimiento alrededor de este con el material reducido.

Estos recubrimientos electrolíticos se realizan en la práctica para aprovechar alguna propiedad particular inherente al material de la capa superficial depositada, con respecto a la misma propiedad del material base, o para restaurar las dimensiones de alguna pieza desgastada por el uso.

Los objetivos más comunes que se persiguen con el recubrimiento electrolítico según el caso, son los siguientes:

- **Aumentar la resistencia a la corrosión;** depositando un material más resistente, a la agresividad del medio en el que se encontrará la pieza durante el uso. Es común en estos casos encontrar, capas de níquel, cromo, estaño o cinc sobre piezas de acero.
- **Aumentar la dureza superficial;** depositando una capa con cualidades de alta dureza. Se pueden encontrar en la práctica con este objetivo, capas de cromo duro sobre el filo de herramientas de acero.
- **Aumentar la resistencia al desgaste;** depositando una capa especialmente elaborada de algún material con propiedades elevadas de resistencia al desgaste, bajo coeficiente de fricción y buena retención del lubricante. Este caso encuentra aplicación frecuente en el recubrimiento con cromo de la superficie de rozamiento de los anillos de pistón de los motores de combustión interna.
- **Dar una mejor apariencia a la pieza;** depositando una capa de apariencia lustrosa, mate u otra deseada, o bien de determinado color o textura. Con esta aplicación tropezamos a diario, y es muy común su uso para recubrir con materiales vistosos

como oro, plata, níquel, cromo, cadmio, platino, latón etc. a piezas de material base barato.

- **Base para la adherencia posterior de otros materiales;** La adherencia de ciertos materiales no metálicos como las gomas, o las capas de cromo decorativo, a las piezas de acero se mejora mucho si esta se recubre previamente con una capa de cobre.

### 1.1. PROCESO PRODUCTIVO

#### 1.1.1. Lavado/desengrasado previo

##### LÍNEA LV.01

En primer lugar, una vez son recibidas las piezas de los clientes, se procede a realizar un desengrase de estas con el fin de eliminar las impurezas que puedan llevar. Esto es así ya que en la fabricación de los elementos metálicos se suelen emplear grasas y aceites como lubricantes e incluso como protección anticorrosiva temporal.

Existen dos líneas de desengrase y lavado de las piezas.

- En cinta: los elementos metálicos son depositados sobre una cinta y van siendo rociados con una disolución alcalina para eliminarles el aceite superficial. Posteriormente son lavados con agua para eliminar los restos de disolución alcalina.

- En tambor: Las piezas colocadas en un tambor son sumergidas en un baño alcalino y seguidamente pasan por un enjuague con agua para limpiarlas.

Las aguas de los distintos enjuagues pasan a un desengrasador en el que las grasas y aceites son separados debido a cambios de velocidad y sentido del agua cuando circula a través de las placas corrugadas quedando éstos en la parte superior. El agua es succionada por una bomba situada en la parte inferior del desengrasador y pasa a un tanque donde es bombeada a la planta depuradora.

Posteriormente con el objetivo de eliminar las posibles formaciones de óxido generadas en la etapa de desengrase de las piezas, se procede a realizar un pretratamiento mecánico llamado granallado. Se trata de un decapado mecánico en el que la limpieza de las piezas se realiza por chorros de partículas diminutas de acero que eliminan las rebabas y el posible óxido generado sobre éstas.

1.1.2. Tratamiento superficial

Existen varias líneas de tratamiento dependiendo del acabado y tipo de recubrimiento que se desee aplicar a las distintas piezas metálicas. Éstas líneas están compuestas por distintos baños electrolíticos formadas por sales metálicas en las que se introducen los elementos metálicos a tratar.

En la actualidad existen 5 líneas de cincado distintos, una de fosfatado, otra de níquelado-cobreado-estañado y por último una línea de tratamiento de acero inoxidable.

**CINCADO**

Los recubrimientos de cinc tienen propiedades anticorrosivas muy importantes, existiendo numerosos tipos de electrolitos de cinc (zinc ácido, alcalino, zinc-hierro, zinc-níquel...).

**LINEA ZN.01.T**

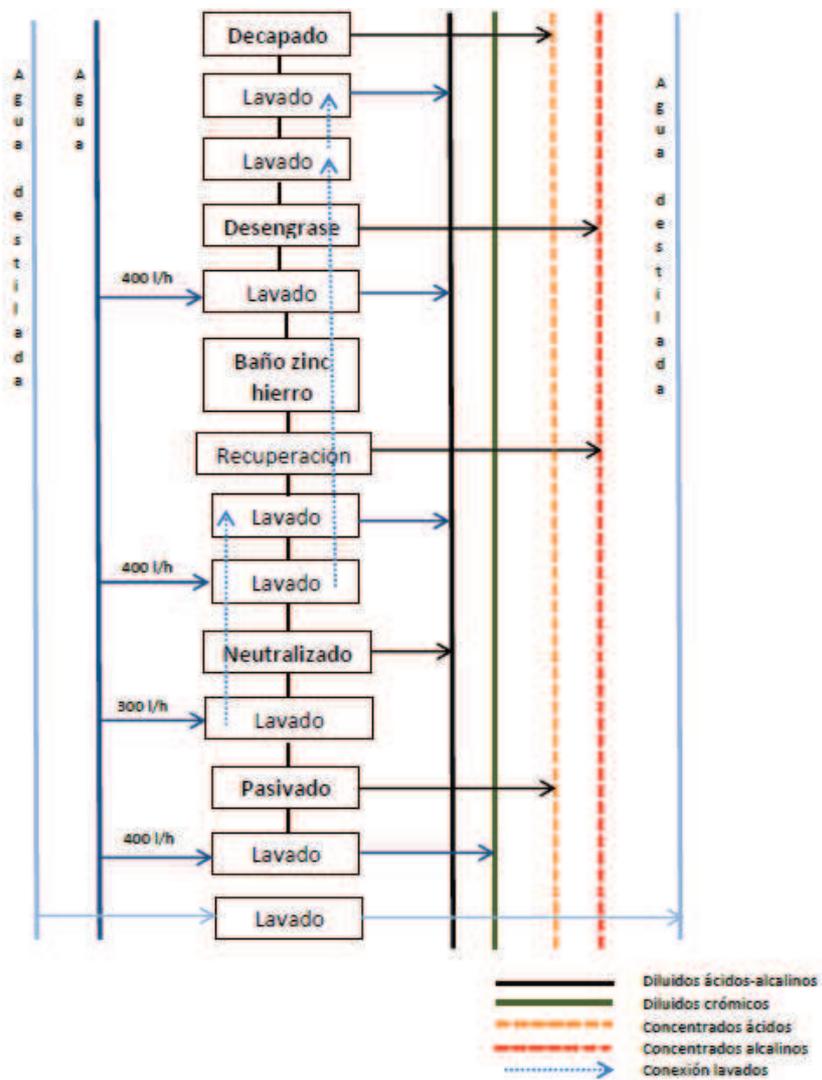


Figura 1. Esquema de la línea ZN.01.T

En primer lugar las piezas recibidas sufren un proceso de decapado, que consiste fundamentalmente en la eliminación de los óxidos de hierro (capa conocida como herrín) por acción de un ácido. La eliminación del herrín se produce como resultado de la disolución química de la capa de herrín y el desprendimiento del gas originado al reaccionar el ácido con el metal base. En este caso el decapado se realiza en una solución de ácido sulfúrico al 12% a temperatura ambiente. Además en la solución se añade un 0,2% de agentes humectantes encargados de reducir la tensión superficial. Con esto se consigue una mejor penetración de éste en la capa de herrín, y las burbujas de hidrógeno se desprenden más fácilmente; permitiendo que el ácido alcance la superficie del metal de un modo más rápido y logrando una reducción en el consumo total de ácido ya que se pierde menos por arrastre. Seguidamente se realiza un lavado doble en cascada para evitar que las sales de hierro adheridas al metal puedan pasar a baños posteriores y contaminarlos; además de poder provocar la corrosión del metal. Las cubas de lavado del decapado se encuentran unidas al segundo lavado del zinc hierro formando una cascada triple.

Una vez decapado se procede a realizar un desengrase electrolítico en frío, donde el metal actúa como cátodo en una solución alcalina con una concentración de 42 gr/litro de hidróxido sódico. Luego del desengrase, se enjuagan bien en agua corriente, limpia y fría con el fin de eliminar cualquier sustancia adherida que pudiera provocar una futura contaminación de los baños.

A continuación se sumergen las piezas en el baño galvánico que en esta línea estará formado por un baño de zinc-hierro a una temperatura de 21°C. La composición del baño es zinc metal en una concentración de 12 gr/litro, una concentración de 200 mg/litro de hierro metal y 130 gr/litro de hidróxido de sodio. Luego se pasa a un baño estanco de agua con el fin de evitar arrastres de zinc a tratamientos posteriores y de paso poder recuperar parte de este metal. A esto le sigue un lavado doble que permitirá que las piezas metálicas lleguen limpias al proceso de pasivado. Tanto el agua de la recuperación como el del resto de los enjuagues será renovada semanalmente y vertida a la depuradora.

Para evitar la presencia de contaminantes alcalinos en el pasivado, se neutraliza en una disolución de ácido sulfúrico al 2%. El agua lavado del neutralizado alimenta al primer lavado del baño zinc hierro, formando una cascada doble.

Finalmente las piezas son sumergidas en una solución crómica (pasivado crómico) con el fin de evitar la corrosión de la superficie cubierta. Esta solución pasiva contiene tricloruro de cromo, dicloruro de cobalto, nitrato sódico y ácido ortofosfórico. Esto es de especial interés en las piezas cincadas ya que aunque el material base este óptimamente protegido, el recubrimiento de cinc se oxida progresivamente al ser un metal poco noble. Seguidamente se realiza un lavado doble, siendo el segundo de estos con agua destilada.

**LINEA ZN.01.B**

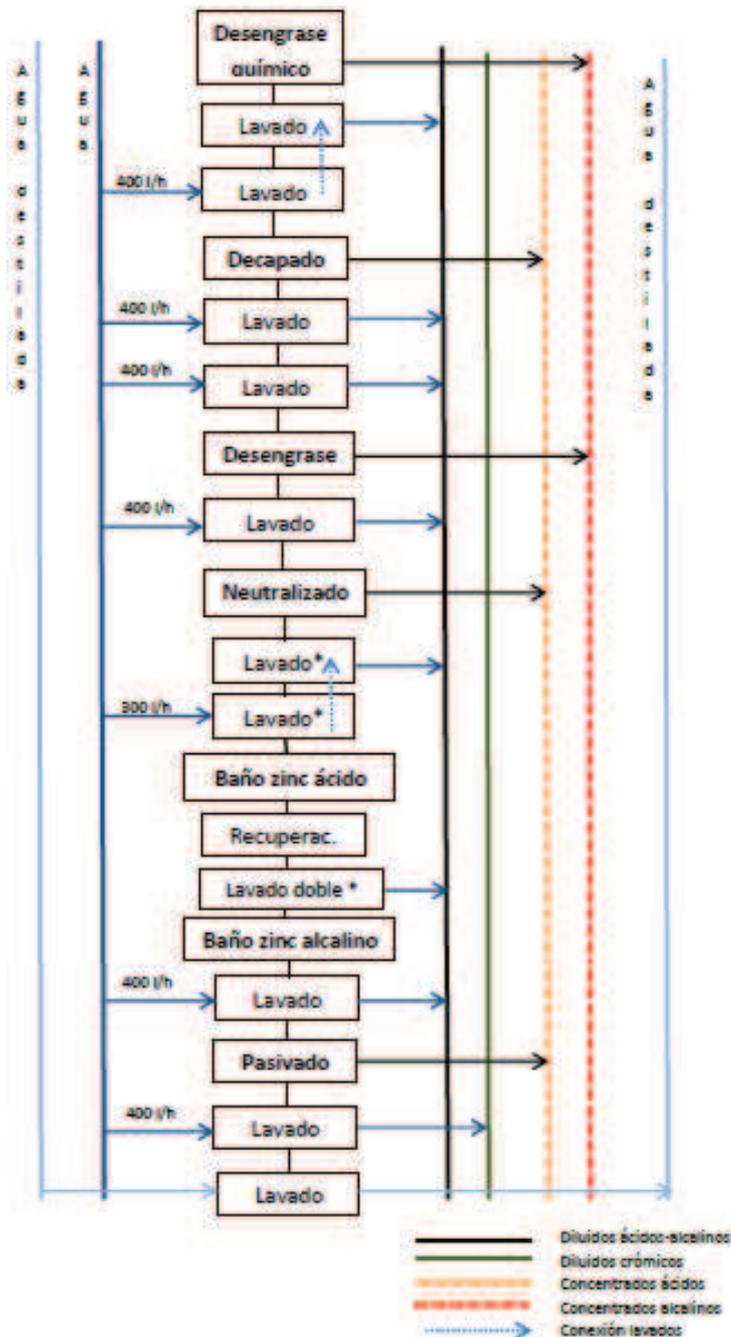


Figura 2. Esquema de la línea ZN.01.B

En esta línea de trabajo las piezas metálicas son colocadas sobre un bastidor que se va sumergiendo en los distintos baños que forman el proceso. En primer lugar y debido a que estas piezas no pasan por la línea de lavado/desengrasado primera (LV.01) se produce un desengrase químico previo con el fin de eliminar cualquier tipo de grasa y aceite presente. La opción elegida es el desengrase por inmersión en una solución alcalina caliente compuesta por 51 gr/L de Novaclean L-60 (mezcla de hidróxido sódico e hidróxido potásico) a una temperatura de 65°C y con un 0,7% de agentes tensoactivos.

Una vez desengrasadas se lavan con agua en un baño doble en cascada y seguidamente se introducen en el decapado, que esta vez estará formado por una solución de ácido clorhídrico al 40% a temperatura ambiente. Una vez eliminado el óxido se lavan las piezas por partida doble de nuevo y pasan a la siguiente fase del proceso.

A continuación se produce un desengrase electrolítico en una solución alcalina con una concentración de 50 gr/litro de Novaclean-60, seguido de un buen enjuague con agua limpia y fría.

Con el fin de evitar la contaminación con componentes alcalinos de los baños posteriores, las piezas son sumergidas en una solución de ácido sulfúrico al 3% (neutralizado) y posteriormente son lavadas con agua en un baño doble en cascada. Ahora la pieza ya está lista para continuar el proceso.

El siguiente paso son los baños galvánicos que en esta línea estarán formados por zinc ácido en primer lugar y zinc alcalino en segundo. El baño de zinc ácido estará constituido por zinc metal, cloruros y ácido bórico en una concentración de 35 gr/litro, 135 gr/litro y 23 gr/litro respectivamente. Las piezas son lavadas seguidamente en un baño estanco de agua con el fin de recuperar parte del metal y evitar arrastres; y más tarde son enjuagadas de nuevo con agua limpia. El agua de la recuperación de esta línea será gestionada externamente y no será tratada en la depuradora ya que contiene boro.

El segundo baño galvánico estará formado por una concentración de zinc metal de 11 gr/litro y 130gr/litro de hidróxido de sodio. Al igual que en el caso anterior primero se introduce en un baño estanco de recuperación y después se enjuagan bien con agua.

Finalmente las piezas son pasivadas en una solución con nitrato de cromo (III) y bifluoruro de amonio y lavadas con agua normal y agua destilada.

LÍNEA ZN.02.T

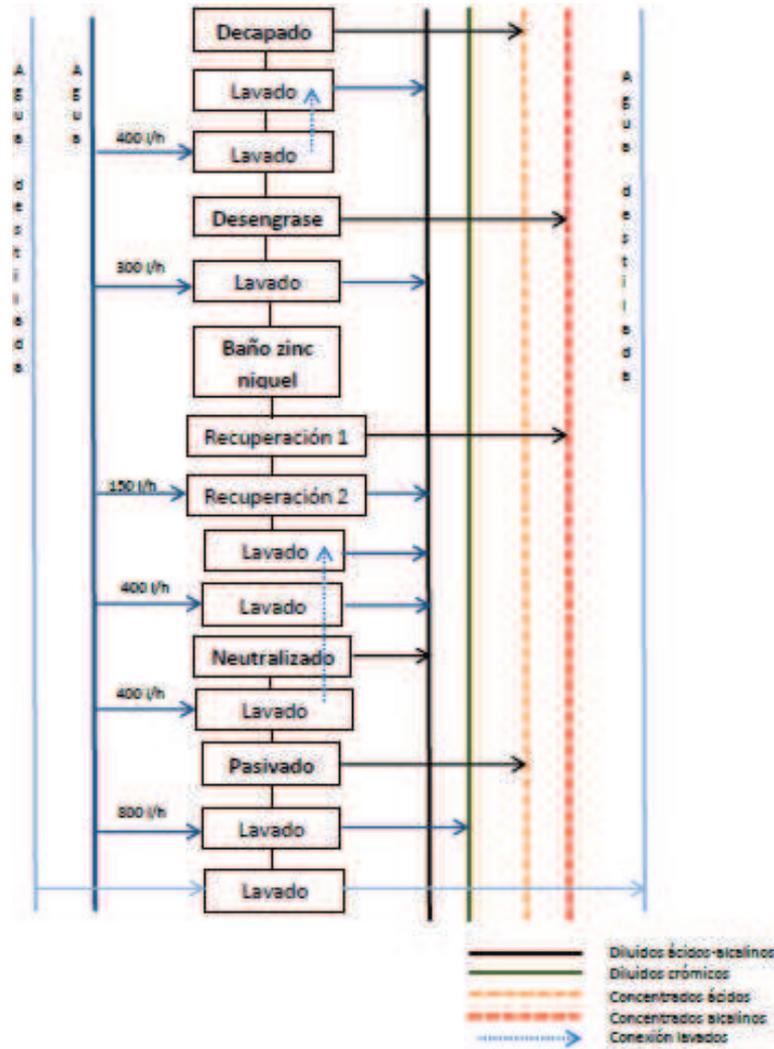


Figura 3. Esquema de la línea ZN.02.T

Al igual que en el primer caso, las piezas antes de ser tratadas en el baño de zinc sufren un proceso previo de decapado y desengrase. En este caso la solución del decapado está formada por ácido sulfúrico diluido al 12% y una pequeña cantidad de agentes humectantes.

Por lo que respecta al desengrase electrolítico, éste está formado por hidróxido sódico en una concentración de 42 gr/litro, lo cual le confiere un pH elevado (entre 12 y 14). Después de cada uno de los procesos descritos anteriormente, las piezas son lavadas con agua con el fin de evitar futuras contaminaciones en el proceso.

En esta línea el cincado de las piezas se realiza en un baño alcalino de zinc-níquel a una temperatura de 23-28°C. La composición por lo tanto será zinc metal (12 gr/litro), níquel metal (1,8 gr/litro) e hidróxido sódico (125 gr/litro). Una vez cincadas las piezas, se introducen en un lavado de recuperación de metales y seguidamente se lavan por partida doble. El primero de los enjuagues es alimentado desde el lavado del proceso de neutralización que se lleva a cabo acto seguido, formando un enjuague en cascada doble.

Para evitar la contaminación alcalina del baño de pasivados, se realiza previamente un neutralizado con ácido clorhídrico diluido al 5% y temperatura ambiente; y su posterior enjuague con agua limpia.

Por último las piezas son pasivadas en una solución con nitrato de cromo III, bifluoruro de amonio y nitrato de cobalto. Seguidamente son enjuagadas primero en agua normal y finalmente con agua destilada.

**LÍNEA ZN.03.T**

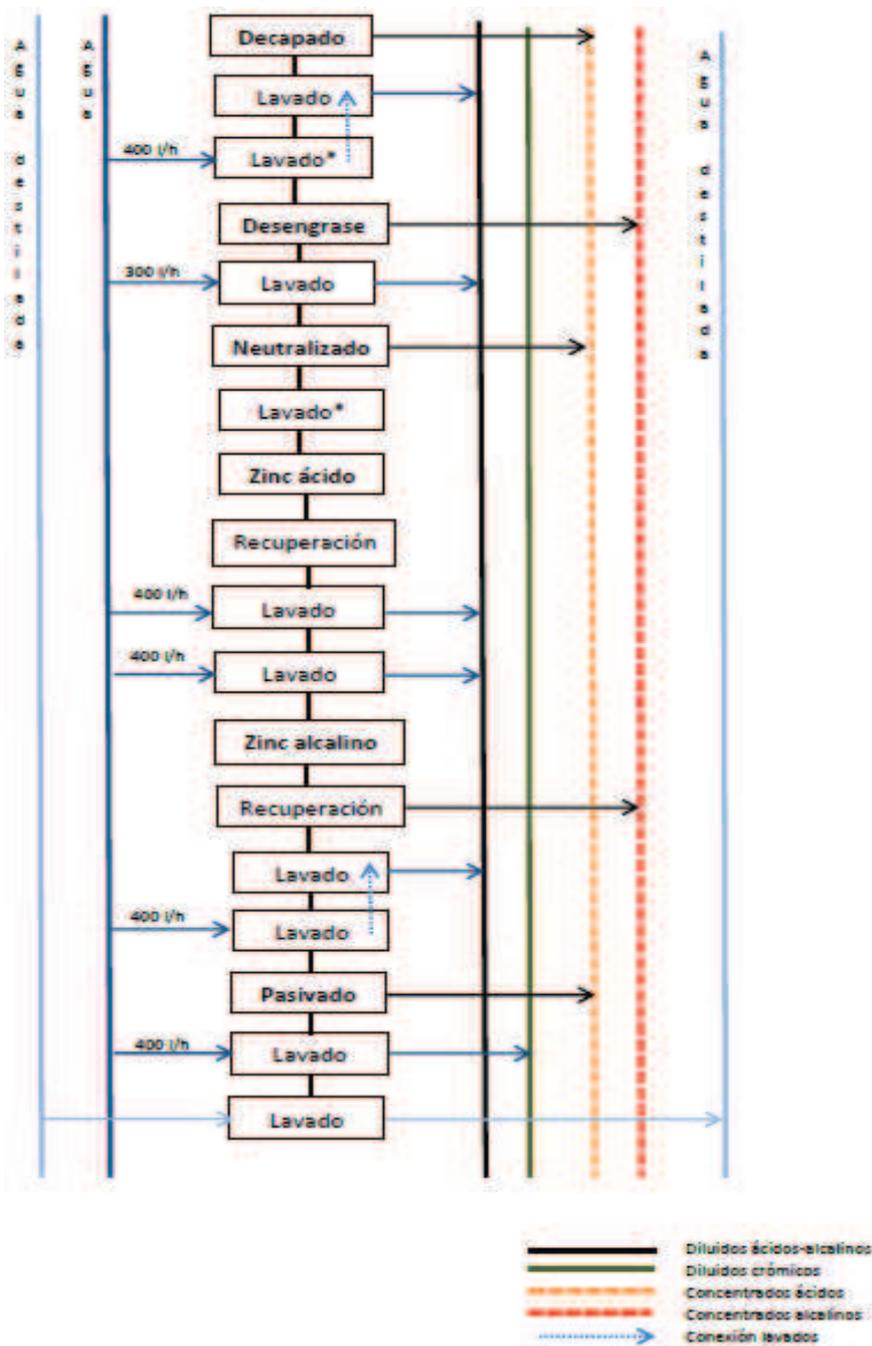


Figura 4. Esquema de la línea ZN.03.T

Previo al cincado de los elementos metálicos, éstos son decapados en una solución de ácido sulfúrico al 18% y posteriormente desengrasados electrolíticamente en una solución acuosa con una concentración de hidróxido sódico de 67,5 gr/litro.

Una vez neutralizados con ácido sulfúrico, las piezas ya se encuentran preparadas para su inmersión en el baño galvánico. Al igual que en la línea ZN.01.B primero se introducen en zinc ácido y a continuación en zinc alcalino. La principal diferencia entre ambas líneas es que en ésta el baño de zinc ácido es exento de boro. El resto de componentes del zinc ácido son zinc metal (30 gr/litro) y cloruros (135 gr/litro). Por lo que respecta al baño de zinc alcalino éste está formado por zinc metal (12 gr/litro) e hidróxido sódico (130 gr/litro). Como en todas las líneas seguidamente al baño se encuentra un enjuague estanco de recuperación y acto seguido un lavado doble, que en el caso del zinc alcalino será un enjuague en cascada.

Para acabar las piezas son pasivadas en diferentes colores. Entre los componentes que forman los distintos pasivados encontramos ácido oxálico, nitrato de cobalto, nitrato de cromo (III), fluoruro de sodio y ácido nítrico. Finalmente las piezas son lavadas con agua normal y destilada.

**LÍNEA ZN.04.T**

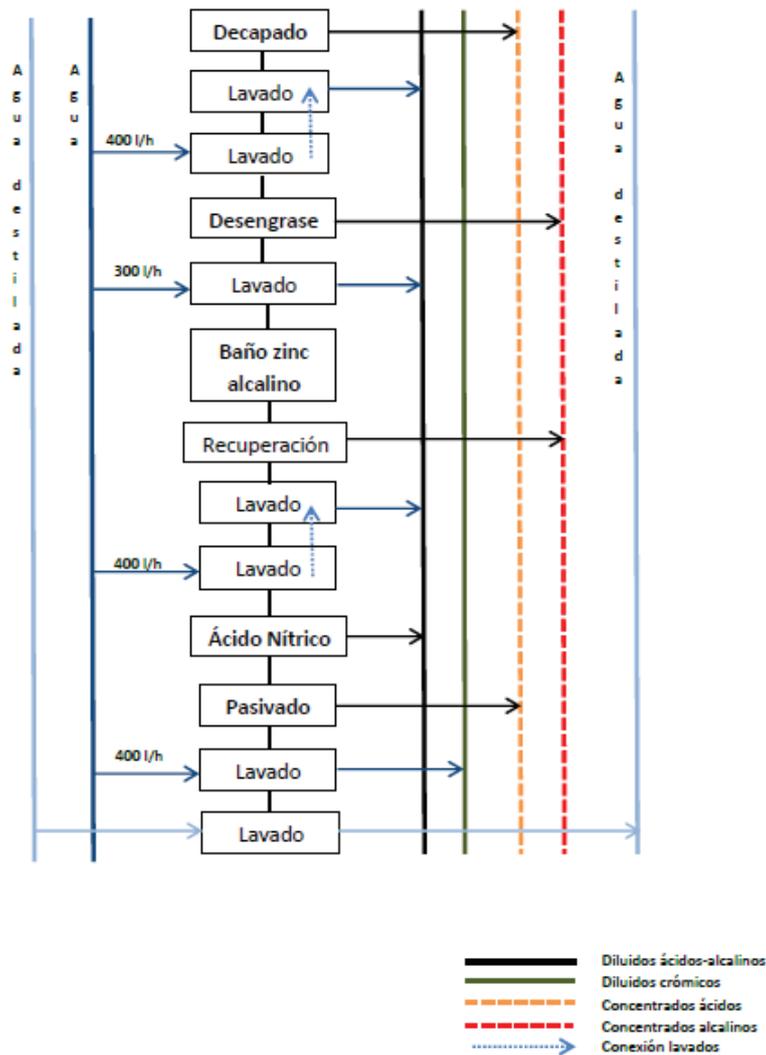


Figura 5. Esquema de la línea ZN.04.T

En primer lugar las piezas recibidas son sumergidas en una solución de ácido sulfúrico diluido al 10% a temperatura ambiente con el objetivo de eliminar la capa de óxido que recubre las piezas. Una vez lavadas en un enjuague doble en cascada son desengrasadas electrolíticamente en una solución alcalina formada por hidróxido de sodio en una concentración de 67,5 gr/litro.

Con el tratamiento previo completado las piezas ya pueden pasar al baño galvánico, que en este caso será un baño de zinc alcalino con concentraciones de 12 gr/litro para el zinc metal y 135 gr/litro para el hidróxido de sodio. Al baño galvánico le sigue un enjuague de recuperación y un lavado doble en cascada para así evitar la presencia de contaminantes en la siguiente etapa.

Finalmente las piezas son pasivadas en distintos colores (todos ellos formulados con nitrato de cromo III, además de nitrato de cobalto, ácido oxálico, ácido nítrico y fluoruro de sodio dependiendo del pasivado) y lavadas tanto con agua normal como con agua destilada.

**FOSFATADO**

**LÍNEA FF.01.T**

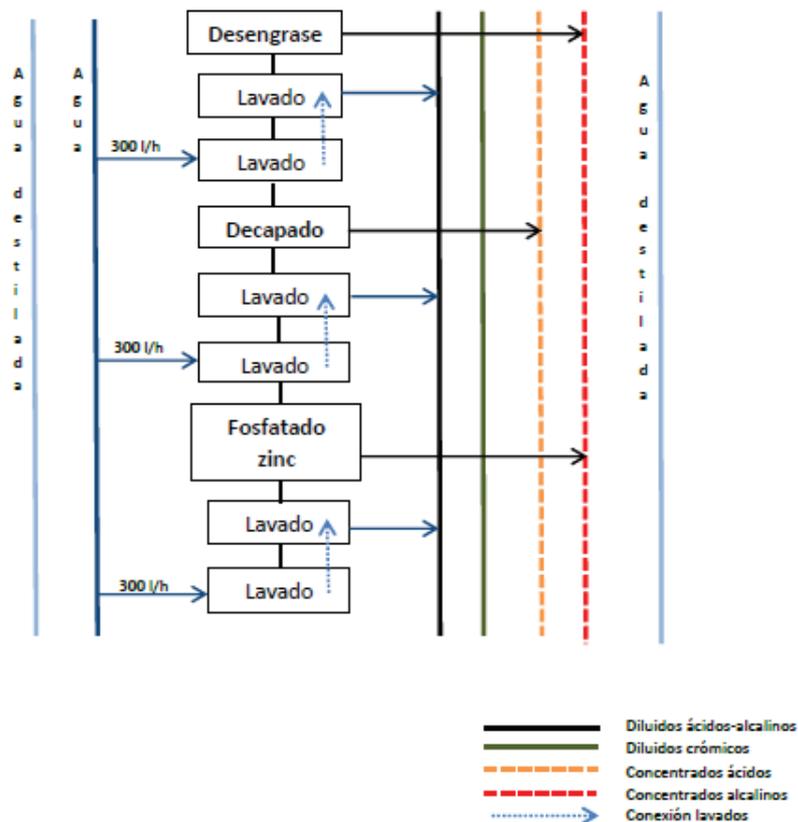


Figura 6. Esquema de la línea FF.01.T

El fosfatado es un revestimiento de conversión formado por la reacción del metal base con la sal de fosfato. En este caso será fosfatado al zinc y es usado normalmente como protección anticorrosiva temporal.

En primer lugar se produce un desengrase químico previo con el fin de eliminar cualquier tipo de grasa y aceite presente. Para ellos se sumergen las piezas en una solución alcalina caliente

compuesta por 73 gr/L de Novaclean L-60 (mezcla de hidróxido sódico e hidróxido potásico) a una temperatura de 65°C y con presencia de agentes humectantes. A continuación se lavan las piezas en dos ocasiones (enjuague en cascada) y pasan a un decapado químico, formado por ácido sulfúrico diluido al 12% y a temperatura ambiente.

Una vez son lavadas de nuevo las piezas ya pasan al baño galvanico, que en esta línea se trata de un fosfatado al zinc con pH alrededor de 2. La composición será zinc en una concentración de 12 gr/litro y fosfatos en una concentración de 24 gr/litro. Una vez fosfatadas las piezas son enjuagadas con agua limpia en un baño doble en cascada y ya están listas para abandonar la línea de producción.

**ACERO INOXIDABLE**

**LÍNEA AL.01.C**

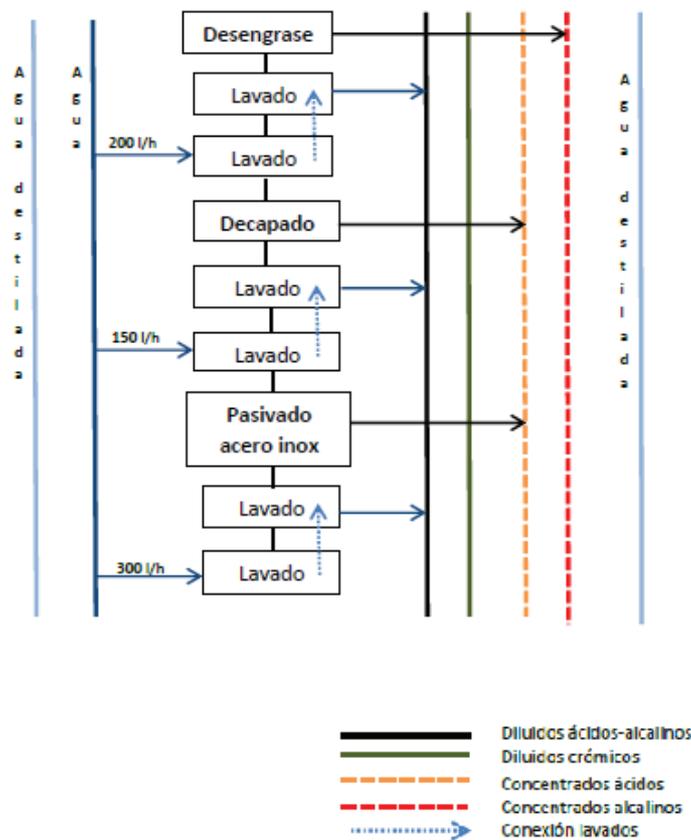


Figura 7. Esquema de la línea AL.01.C

La resistencia a la corrosión del acero inoxidable se debe a una película «pasiva» de un óxido complejo rico en cromo, que se forma espontáneamente en la superficie del acero cuando existe suficiente oxígeno en el entorno. Por lo tanto, se puede decir que sufren un proceso de pasivado natural.

En primer lugar las piezas son desengrasadas químicamente en un baño alcalino con hidróxido sódico. Una vez lavadas (baño en cascada doble) pasan a ser decapadas. Para ello se emplea una mezcla de ácido nítrico y difluoruro de amonio.

Finalmente y después de haber sido lavadas nuevamente, las piezas pasan a ser pasivadas. El pasivado se suele producir de modo espontáneo en las superficies de acero inoxidable, pero a veces puede ser necesario favorecer el proceso con tratamientos de ácido oxidante. En esta línea en concreto el ácido utilizado es ácido nítrico.

A diferencia con el decapado, durante el pasivado mediante ácido no se elimina metal alguno de la superficie. En cambio la calidad y el espesor de la capa pasiva crecen rápidamente en el proceso de pasivado mediante ácido.

**NIQUELADO-COBREADO-ESTAÑADO**

**LÍNEA NI.01.T**

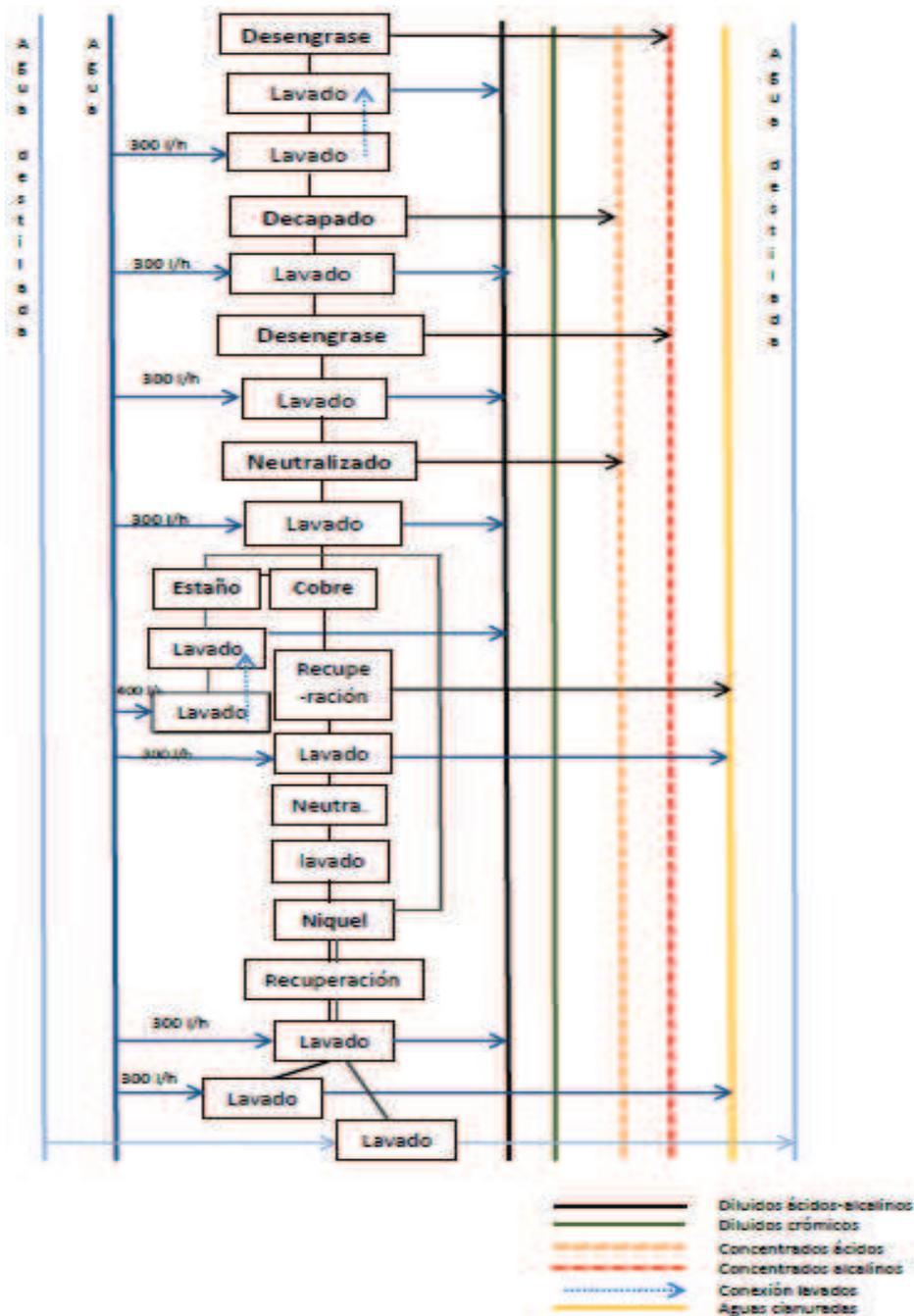


Figura 8. Esquema de la línea NI.01.T

En esta línea de producción existen cuatro programas distintos de tratamiento de superficies metálicas. Los recubrimientos posibles se resumen en:

- Cobre
- Níquel
- Estaño
- Cobre-Níquel

Para las cuatro líneas de trabajo las piezas siguen un pretratamiento al baño galvanico similar. Éste consiste en un desengrase químico previo a 65°C con una mezcla de hidróxido sódico y potásico (concentración de 73 gr/litro) y su posterior lavado doble en cascada. Seguido, un proceso de decapado con ácido sulfúrico al 10% y un desengrase electrolítico a temperatura ambiente; y sus correspondientes enjuagues. Por último las piezas son neutralizadas con ácido sulfúrico al 5%, lavadas y ya pueden pasar al baño galvanico.

### Cobre

Las piezas son cobreadas en un baño alcalino de cobre cianurado. Consiste esencialmente en una solución de cobre metálico (concentración 42 gr/litro) en cianuro potásico (22 gr/litro) e hidróxido potásico (7 gr/litro). Posterior al baño, se sumergen en una cuba con agua estancada con el fin de recuperar metales del baño y acto seguido un baño doble con agua limpia para eliminar cualquier tipo de contaminación de las piezas.

### Níquel

Los depósitos de níquel proporcionan una base muy apropiada para la mayoría de recubrimientos decorativos, además de proporcionar propiedades anticorrosivas. En este caso el baño galvanico es un baño conocido como Watts conteniendo fundamentalmente níquel metal (80 gr/litro), cloruro de níquel (65 gr/litro), sulfato de níquel (275 gr/litro) y ácido bórico (45 gr/litro). El sulfato de níquel es la fuente de iones más importante en una formulación de este tipo, y su concentración limita la densidad de corriente del baño. En general, aumentando la cantidad de sulfato, se incrementará la densidad de corriente, y debido a ello, se obtendrán mayores velocidades de depósito. El cloruro de níquel, incrementa la corrosión anódica (disolución del ánodo para formar iones níquel) y la conductividad del electrolito. Al incrementar la conducción de la solución, se puede reducir el voltaje para lograr la misma densidad de corriente. El ácido bórico ayuda a producir depósitos más blancos, lisos y dúctiles. Posteriormente se procede a introducir las piezas en agua estancada (baño de recuperación) e inmediatamente se lavan por partida doble, primero con agua normal y por último con agua destilada.

### Cobre-Níquel

En ocasiones el cobre se aplica como recubrimiento previo para el niquelado. Por lo tanto una vez cobreadas y lavadas las piezas, éstas pasan a un baño de neutralización con ácido sulfúrico y acto seguido pasan a ser niqueladas y lavadas en dos ocasiones.

### Estaño

Las piezas son estañadas en un baño con estaño metal (15 gr/litro), sulfato de estaño (30 gr/litro) y ácido sulfúrico (100 ml/litro). Posteriormente son lavadas en un baño de agua limpia, en cascada doble.

## 1.2. CONTAMINACIÓN AGUAS SUPERFICIALES

La empresa nutre las distintas líneas de producción a través de la red de abastecimiento de la localidad y por extracción del agua de dos pozos situados en los alrededores de la empresa, generando vertidos de agua residual que son llevados al alcantarillado.

Los vertidos generados en la empresa pueden clasificarse en dos tipos principalmente:

- A. Vertidos diluidos: son los que proceden de los enjuagues y lavados de agua bruta posteriores a los distintos baños. Dentro de este grupo los vertidos se pueden clasificar según la naturaleza del vertido en:
  - Ácidos-alcalinos: enjuagues tras decapado, desengrase, zinc ácido, alcalino, zinc hierro, zinc níquel...
  - Crómicos: enjuagues tras pasivados con cromo III
  - Cianurados: enjuagues tras baño de cobre
- B. Vertidos concentrados: son los procedentes de la renovación de los distintos baños (desengrase, decapado, pasivados...) una vez son agotados. Se dice que un baño se agota, cuando deja de ejercer la función para la cual se preparó. Estos a su vez se dividen en dos subgrupos según su naturaleza:
  - Ácidos sin cloruros: aguas de recuperación y baños con pH inferior a 7
  - Ácidos con cloruros: aguas de recuperación y baños con pH inferior a 7
  - Alcalinos: aguas de recuperación y baños pH superior a 7

### 1.2.1. Vertidos diluidos

Todos los enjuagues de las líneas de tratamiento de la empresa son corrientes, es decir, un caudal de agua renueva continuamente su contenido. A continuación se registrarán los caudales totales producidos por cada línea y que por tanto serán tratados en la depuradora físico-química de la empresa de manera constante.

Líneas	Caudal (l/h)
Linea ZN.01.B	2700
Linea ZN.01.T	1500
Linea ZN.02.T	2050
Linea ZN.03.T	2300
Linea ZN.04.T	1400
Linea FF.01.T	900
Linea NI.01.T	2500
Linea AI.01.C	650
Linea LV.01	900
<b>Total</b>	<b>14900</b>

Tabla 1. Caudales totales de las distintas líneas de producción

Con el objetivo de obtener una información más precisa de lo que ocurre en la depuradora, se registrará en forma de tabla los caudales máximos totales que según la naturaleza del vertido se puede encontrar en un momento dado.

Tipo de vertido	Caudal (l/h)
Diluidos ácidos alcalinos	11900
Diluidos crómicos	2400
Aguas cianuradas	600
<b>Total</b>	<b>14900</b>

Tabla 2. Caudales totales según la naturaleza del vertido

Al caudal total habría que sumarle el procedente de los vertidos diluidos discontinuos; éstos son los procedentes del vaciado y renovación semanal de las cubas de enjuague anteriores. Esto nos proporciona el valor del caudal punta que puede llegar a la depuradora en un momento dado.

### 1.2.2. Vertidos concentrados

Los vertidos concentrados provienen fundamentalmente de los baños de desengrase, decapados, neutralizados y pasivados agotados así como de los distintos lavados de recuperación posteriores a los baños galvánicos. A estos habría que sumarle todos los efluentes de agua provenientes de lavado de filtros, instalaciones, agua de la desbarbadora, fugas, etc. Todos estos vertidos concentrados no siguen el mismo camino que los diluidos anteriormente explicados y son tratados en un evaporador a presión.

Se dividen fundamentalmente en ácidos y alcalinos, aunque en la empresa existe un tercer depósito pulmón en el que se vierten concentrados ácidos con cloruros. Estos a diferencia del resto no serán tratados en el evaporador.

Los vertidos concentrados se producen de manera discontinua, ya que solo se dan cuando los baños se agotan y por lo tanto su frecuencia de renovación puede ir desde una semana hasta un año.

A concentrados alcalinos llega la mayor parte del volumen total de los vertidos concentrados, un total de 462500 litros al año lo que supone un caudal aproximado de 50 litros/hora. Entre estos vertidos encontramos principalmente todos los desengrases agotados, agua de limpieza y fugas, las recuperaciones de zinc alcalino, zinc-hierro y zinc-níquel, así como dosificaciones de concentrados ácidos. Esto se hace así, para evitar el tratamiento de los ácidos en la depuradora (se genera mucho lodo y muchos problemas).

Los concentrados ácidos provienen fundamentalmente de los decapados, neutralizados, y pasivados. Las recuperaciones de baños ácidos como zinc ácido o níquel son gestionados externamente y no son tratados en la empresa, debido a los problemas que acarreaban y a la presencia de boro. El volumen total de vertidos ácidos concentrados que llegan a los depósitos de almacenamiento supone unos 100000 litros al año aproximadamente.

Hay unos vertidos que por su composición no pueden ser tratados en el evaporador y por lo tanto deben ser dosificados en pequeñas cantidades en la depuradora físico-química. Estos son los concentrados ácidos con cloruros y fundamentalmente los encontramos en las líneas que usan ácido clorhídrico para decapar (ZN.01.B) y neutralizar (ZN.02.T). El volumen de vertidos ácidos con cloruros representa un tercio de los vertidos ácidos totales.

1.3. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

1.3.1. DEPURADORA FÍSICO-QUÍMICA

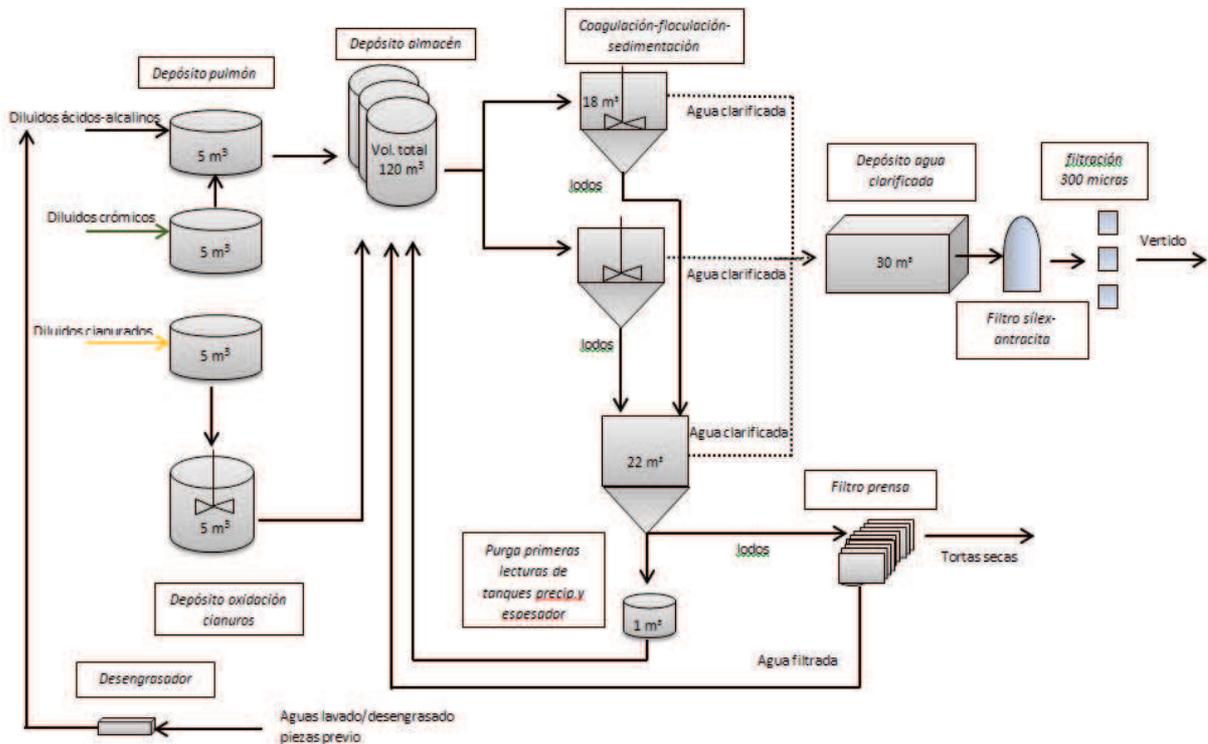


Figura 9. Esquema de la planta depuradora

Las distintas líneas procedentes de los enjuagues (vertidos diluidos) se conducirán por separado y por gravedad a la depuradora físico-química dependiendo de su naturaleza, dividiéndose fundamentalmente en tres grupos:

- Diluidos ácidos-alcalinos (lavado de decapados, desengrases, neutralización, baños de zinc, níquel, fosfatados, estaño)
- Diluidos crómicos (lavado de pasivados)
- Diluidos cianurados (lavado de cobre)

El caudal que llega de forma continua a la planta será de unos 14,9 m³/h (en el caso de que estén funcionando todas las líneas de producción), divididos en 11,9 m³/h para ácidos-alcalinos, 2,4 m³/h para crómicos y 0,6 m³/h para aguas cianuradas. A esto habría que sumarle los vertidos diluidos discontinuos que se producen por vaciado y limpieza de algunas cubas de lavado.

1.3.1.1. Separador de aceites y grasas

Al caudal de diluidos ácidos-alcalinos se le suma un pequeño caudal de 0,9 m³/h proveniente del agua de lavado posterior al primer desengrase de las piezas solo llegar a la fábrica. Las grasas y aceites son separados del agua mediante un **desengrasador** de placas corrugadas.

Cuando el agua de desecho entra al Separador, la velocidad es reducida, permitiendo que los sólidos se precipiten al fondo a través de la trampa de arena y las gotas de aceite suspendidas

floten a la superficie. Paso seguido, el influente pasa por un amortiguador que distribuye el flujo hacia las placas corrugadas coalescentes. Estas placas tienen la forma de un panal de abejas y logran atrapar al aceite libre, cuando el tamaño de la partícula sea lo suficientemente grande, lo dejará escapar hacia la superficie.

El aceite removido es llevado hacia el vertedero por simple gravedad para ser retirado. El agua que pasó por estas placas es enviada hacia la salida, no sin antes ser forzado el paso para liberar el efluente de sólidos sedimentables y/o flotantes que hayan escapado al proceso.



Figura 10. Desengrasador de placas corrugadas

### 1.3.1.2. Depósitos de almacén y homogeneización

Los enjuagues serán recogidos por tres depósitos pulmón de  $5 \text{ m}^3$  cada uno que actuarán como tanques de homogeneización, amortiguando las variaciones de caudal y de concentración de contaminante. Del depósito de diluidos crómicos, se bombea agua hacia el depósito de diluidos ácidos-alcalinos y de éste, una vez se alcanza cierto nivel (unos  $3 \text{ m}^3$ ), se bombean  $1,5 \text{ m}^3$  hacia unos depósitos almacén de  $40 \text{ m}^3$  (tres unidades). Seguidamente se para de bombear hasta que el depósito pulmón vuelve a recuperar el nivel de  $3 \text{ m}^3$  y así sucesivamente (funcionamiento en discontinuo). Cuando mayor sea el caudal entrante a la planta, menor será el tiempo de retención hidráulico de estos depósitos y mayor será el número de descargas hacia los depósitos almacén.

Los depósitos almacén de  $40 \text{ m}^3$  tendrán un funcionamiento similar a los depósitos anteriores. Su función es la de actuar como tanque de homogeneización evitando las puntas de caudal y contaminación, produciendo una mezcla homogénea. En este caso, en concreto, se tienen 3 depósitos de  $40 \text{ m}^3$  conectados entre sí, donde el agua entra a uno de ellos y rápidamente pasa a los otros dos, alcanzándose el mismo nivel en los tres depósitos. Se podría decir que los tres depósitos actúan realmente como uno solo, con una capacidad de  $120 \text{ m}^3$ . Este depósito de almacén, como en caso anterior, también funciona en discontinuo, bombeando cargas de agua bruta hacia el tratamiento físico-químico. Cuando el agua almacenada alcanza un nivel mínimo alrededor de  $27 \text{ m}^3$  ( $9 \text{ m}^3$  en cada uno de los tres depósitos) el sistema deja de bombear agua hacia los reactores de coagulación-floculación, permitiendo así que se vuelva a llenar el depósito.



Figura 11. Depósitos pulmón de 5 m<sup>3</sup> y 40 m<sup>3</sup>

**Descripción técnica**

Los depósitos pulmón tienen forma cilíndrica y entre sus dimensiones destacamos las siguientes:

<b>Diámetro (m)</b>	1,95
<b>Altura (m)</b>	1,65
<b>Volumen (m<sup>3</sup>)</b>	5

Tabla 3. Dimensiones de los depósitos pulmón

Por lo que respecta a los depósitos almacén, estos están formados por tres unidades de 40 m<sup>3</sup> cada uno conectados entre sí. Para facilitar el estudio de la planta, consideraremos un solo depósito de 120 m<sup>3</sup> de capacidad.

**Tiempos de retención**

Es el tiempo que permanece cierto volumen de agua dentro del depósito y dependerá tanto del volumen del depósito como del caudal de entrada.

Generalmente se expresa como:

$$\theta_h = \frac{V}{Q}$$

A partir del caudal de entrada a la planta durante 6 días consecutivos y el volumen alcanzado en este periodo de tiempo calcularemos el tiempo de retención hidráulico de cada depósito.

En el caso del depósito pulmón de diluidos ácidos-alcalinos (al cual llega también el agua proveniente del depósito de diluidos crómicos) el volumen para el cálculo será de 3 m<sup>3</sup> que es el nivel máximo a partir del cual la bomba se pone en marcha y empieza a vaciar el depósito.

Día	Caudal (m <sup>3</sup> /d)	TRH (min)
1	294	14,7
2	290	14,9
3	277,75	15,6
4	263,5	16,4
5	278	15,5
6	259	16,7
<b>Media</b>		<b>15,6</b>

Tabla 4. Tiempo de retención medio de un depósito pulmón de 5 m<sup>3</sup>

Con los datos de caudal se obtiene un tiempo de retención medio de 15 minutos, que es el tiempo medio que pasa el agua en el depósito pulmón.

Respecto al depósito almacén de 120 m<sup>3</sup> (tres unidades de 40 m<sup>3</sup> conectadas entre sí) el volumen para el cálculo del tiempo de retención corresponde al volumen mínimo, medio y máximo observado durante esos días en dicho depósito. Durante estos días el volumen mínimo y máximo observado fue de 27 y 42 m<sup>3</sup> respectivamente, así como un volumen medio de 34,5 m<sup>3</sup>.

Con estos datos obtenemos el tiempo de retención máximo, mínimo y medio para cada uno de los días.

Día	Caudal (m <sup>3</sup> /d)	TRH (h)		
		TRH min (h)	TRH max (h)	TRH med (h)
1	294	2,2	3,4	2,8
2	290	2,2	3,5	2,9
3	277,75	2,3	3,6	3,0
4	263,5	2,5	3,8	3,1
5	278	2,3	3,6	3,0
6	259	2,5	3,9	3,2
<b>Media</b>				<b>3,0</b>

Tabla 5. Tiempo de retención medio total de los tres depósitos almacén de 40 m<sup>3</sup>

El tiempo medio que el agua permanecerá almacenada en el depósito de almacén será de unas 3 horas. Por lo que se puede concluir que el agua que entra en la planta pasará al tratamiento de coagulación-floculación 3 horas y 15 minutos después, aproximadamente.

### 1.3.1.3. Oxidación de cianuros

Por lo que respecta a las aguas cianuradas, éstas serán bombeadas desde el depósito pulmón que recoge el agua de lavado de los baños de cobre cianurado, hacia un tanque agitado de 5 m<sup>3</sup> donde se realizará la oxidación de los cianuros en continuo. El cianuro es oxidado a cianato en condiciones de pH y de potencial de oxidación elevados (pH>11, Redox>400 mV).

El tanque de oxidación tiene forma cilíndrica y un volumen útil de unos 5 m<sup>3</sup> aproximadamente, aunque su volumen total es de 6 m<sup>3</sup>. Además dispone de cuatro deflectores

verticales de unos 10 cm que sobresalen de la pared, evitando la formación de vórtices y remolinos.

El pH es controlado mediante un indicador-controlador de pH, de tal manera que cuando el pH se encuentre por debajo de 12 se activará la bomba dosificadora y se producirá la adición de sosa cáustica (NaOH al 50%).

El potencial redox se mantiene mediante la inyección de la solución oxidante (hipoclorito sódico) en función de las lecturas del analizador redox. Esta dosificación se controla a través de un indicador-controlador de rH, cuyo set point se encuentra ajustado a unos 400 mV. Una vez dosificado los reactivos se prolonga el tiempo de reacción para facilitar la oxidación del cianuro.

Una vez oxidado el cianuro pasa a un pequeño depósito pulmón, de donde rápidamente se bombea a los depósitos almacén.



Figura 12. Depósito de oxidación de cianuros

#### 1.3.1.4. Coagulación-floculación-sedimentación

Una vez en los depósitos de almacén, el agua es bombeada de manera alterna hacia los **tanques de coagulación-floculación**. En la actualidad la empresa cuenta con dos unidades de unos 18 m<sup>3</sup> cada uno (con un volumen útil de unos 15 m<sup>3</sup>) y con forma troncocónica. Éstos funcionan en discontinuo, es decir, se llena el tanque, se produce la precipitación y sedimentación de los metales y finalmente se extrae el agua y el lodo por separado. Una vez hecho esto vuelve a ser llenado y se repite el proceso.



Figura 13. Tanques de precipitación-sedimentación

En el proceso de llenado, cuando el agua se sitúa a la altura de las paletas, se activa el motor y éstas empiezan a girar agitando la mezcla de forma homogénea.

Una vez lleno el tanque se añade una dosis de precipitante con el objetivo de eliminar contaminantes solubles por formación de precipitados. Los metales disueltos se convierten en insolubles por una reacción química entre los compuestos metálicos solubles y el precipitante. Dos consideraciones muy importantes a tener en cuenta son la elección del precipitante y el pH de la mezcla, ya que ésta última afectará a la solubilidad de los metales. La precipitación de los metales como hidróxidos insolubles utilizando cal es el método más empleado y el utilizado en esta planta. Para ello se añade una dosis de unos 10 litros de cal con una concentración de 50 g de cal/litro de agua.

Acto seguido se ajusta el pH (neutralización) a un valor predeterminado alrededor de 9,2-9,5 aproximadamente. Esto es así ya que los hidróxidos metálicos suelen presentar una mínima solubilidad a un pH determinado (pH óptimo). En la mayoría de los casos con un valor entre 9 y 11 la solubilidad de los hidróxidos metálicos es mínima y se produce una calidad del efluente aceptable. Para conseguir alcanzar el valor de consigna establecido se dosifica sosa al 50% y se deja que se estabilice. Si el valor de pH sube demasiado se dosifica ácido sulfúrico al 30%.

Una vez alcanzado el pH óptimo, las paletas empiezan a agitar más lentamente (27 r.p.m.) y empieza el proceso de floculación con el objetivo de poder generar flóculos y eliminar el precipitado por sedimentación. Para ello se añade 8 litros de polielectrolito OMEGA AP-2210 al 2%. El proceso de agitación lenta dura unos 3 minutos aproximadamente.

Finalmente, se deja de agitar y empieza la sedimentación de los hidróxidos formados durante 50 minutos.

Una vez transcurrido el periodo de sedimentación, se extrae en primer lugar el agua por gravedad hacia el depósito de agua clarificada y finalmente se succiona el lodo sedimentado en el cono del reactor a través de una bomba de extracción.

### Descripción técnica

Se disponen de dos unidades de un volumen aproximado de 18 m<sup>3</sup> cada uno y con forma troncocónica. En la siguiente tabla se muestran las características más importantes de cada uno de los tanques.

diámetro (m)	3
altura cilindro (m)	2,05
altura cono (m)	1,75
altura total (m)	3,8
volumen cilindro (m <sup>3</sup> )	14,49
volumen cono (m <sup>3</sup> )	4,12
volumen total (m <sup>3</sup> )	18,61

Tabla 6. Dimensiones de un reactor de coagulación-floculación

El volumen anteriormente expuesto equivaldría al volumen útil del tanque, es decir, hasta donde llega el agua. Si se considerara la totalidad del tanque, se hablaría de un volumen

aproximado de 20 m<sup>3</sup>. No obstante, a pesar de tener un volumen de 18 m<sup>3</sup>, en la realidad el volumen de agua tratado en cada ciclo es un tanto menor (15 m<sup>3</sup> aproximadamente). Esto se debe a que al final de cada carga, siempre quedan restos de agua y lodo en el fondo del cono que no son extraídos, disminuyendo por lo tanto la capacidad del tanque.

Al igual que en el depósito de oxidación, existen cuatro deflectores de unos 15 cm que sobresalen de la pared y que sirven para evitar la formación de vórtices y remolinos.

Añadir que cada tanque dispone de una salida de agua y otra para la extracción de lodos. La salida del agua se encuentra en la parte superior del cono y ésta se produce por gravedad hacia el depósito de agua clarificada. La salida de lodo se encuentra en la base del cono y se realiza a través de una bomba que lo succiona extrayéndolo hacia el espesador. Justo a la salida de agua se sitúa un turbidímetro que mide la turbidez del agua. En el momento de extracción del agua el turbidímetro realiza una lectura y dependiendo del resultado obtenido abre o no la válvula de salida del agua. Si en el momento de extracción, el manto de lodos está por encima de la salida del agua, el turbidímetro detecta poca claridad de agua e inmediatamente se activa la bomba de extracción de lodo, purgándose éste del cono hacia el espesador. La lectura se irá realizando cada tres minutos hasta que detecta agua con baja turbidez y es entonces cuando se extrae el agua hacia el depósito de agua clarificada. Una vez retirada toda el agua, vuelve a activarse la bomba de purga de lodos y se succiona el resto de lodo.

### **Agitador**

El papel del agitador es de vital importancia para el correcto funcionamiento del proceso. Durante la agitación rápida, el agitador producirá una mezcla homogénea del agua a tratar y los reactivos añadidos, además de la desestabilización de los coloides, favoreciendo así la formación de partículas de mayor tamaño. Durante la agitación lenta, se favorecerá la unión de las partículas anteriormente desestabilizadas y la formación de flóculos de mayor tamaño.

El agitador consta de cuatro palas inclinadas de unos 55 x 10 cm cada una, situadas a una distancia de 1,9 metros del fondo del tanque (unos centímetros por encima de la parte superior del cono).

A continuación se resumen los datos más importantes del sistema de agitación.

Área paletas (m <sup>2</sup> )	0,198
Diámetro (m)	1,1
Agitación rápida (rpm)	37
Agitación lenta (rpm)	27
Potencia motor (kW)	4

Tabla 7. Características del agitador

### **Control de pH**

El proceso de neutralización es comandado a través de un indicador controlador de pH de tal manera que si los vertidos tienen un pH inferior a 8 se dosificará sosa al 50%, mientras que si el pH es superior a 10 se dosificará ácido sulfúrico al 30%. El objetivo es alcanzar el valor de pH

óptimo para el cual la solubilidad de los metales pesados sea menor y puedan precipitar mejor. En esta planta en concreto se establece un valor de consigna para valores de pH entre 9,2-9,6.

### **Precipitante**

La precipitación de hidróxidos utiliza como precipitante el hidróxido de calcio (cal) para remover los metales como hidróxidos metálicos insolubles. De entre las ventajas de utilizar este precipitante frente a otros como la sosa caustica se encuentran el menor costo económico y la formación de un precipitado mucho más sedimentable.

El hidróxido de cal se prepara y almacena en un tanque agitado desde el cual es dosificado al reactor de coagulación-floculación en cada ciclo. Para preparar el precipitante se añaden 500 litros de agua por cada 25 kilos de cal (concentración de 50 g/l) y se mantiene agitado con el fin de evitar la sedimentación de la cal.

Una vez el agua de los reactores alcanza el nivel de trabajo, la bomba dosificadora de cal arranca y se dosifican 10 litros del hidróxido de cal.

### **Polielectrolito**

Los polielectrolitos son polímeros que se disocian en especies cargadas en solución. Normalmente el término polielectrolito es empleado para sistemas polímeros que consisten de macroiones, es decir, macromoléculas que portan grupos iónicos unidos covalentemente a su estructura, los cuales a su vez deben ser compensados por contraiones de cargas contrarias para garantizar la electroneutralidad del sistema.

Los polielectrolitos se utilizan debido a que ellos pueden generar agregados de partículas finas, los cuales son usualmente más grandes en tamaño y se asientan relativamente rápido en una cama de sedimentos. El mecanismo de acción de estos es la formación de puente-partículas en el cual las moléculas del polímero pueden ser suficientemente largas y flexibles para ser adsorbidas sobre diversas partículas

Con tal de favorecer la formación de flóculos más grandes y mejorar la sedimentación, se añadirá polielectrolito, que en este caso en concreto será un polielectrolito aniónico formado por queroseno y llamado OMEGA AP-2210.

El polielectrolito debe emplearse siempre en forma diluida a efectos de activar completamente el polímero concentrado, por ello se preparará una solución al 0,2% en un depósito agitado. Las soluciones del floculante deben mantenerse por un periodo de 20-30 minutos bajo agitación antes de ser empleadas.

Una vez empieza la agitación lenta, la bomba dosificadora de polielectrolito arranca y se dosifican 8 litros al tanque de coagulación-floculación.

### **Caudales**

A continuación se presenta una tabla donde se recogen los metros cúbicos diarios que son tratados en los reactores de coagulación-floculación durante una semana, así como el caudal de agua clarificada y lodo que se generan tras la precipitación de los metales pesados.

Día	Caudal de entrada (m <sup>3</sup> /d)			Caudal de salida (m <sup>3</sup> /d)	
	Reactor A	Reactor B	total	agua clarificada	lodo
1	147,5	146,5	294	244	50
2	147	143	290	241	49
3	144	133	277	230	47
4	133	130	263	219	44
5	133,5	144,5	278	231	47
6	128	131	259	215	44
7	113	130	243	202	41
<b>Media</b>			272	226	46

Tabla 8. Caudales de entrada y salida del proceso de coagulación-floculación

Aproximadamente unos 272 m<sup>3</sup> de agua residual son tratados diariamente en la depuradora físico-química, de los cuales 226 m<sup>3</sup> (85% aprox.) salen en forma de agua clarificada y 46 m<sup>3</sup> (15% aprox.) en forma de lodos que son llevados al espesador.

Como se ha dicho anteriormente, el funcionamiento de los reactores de coagulación-floculación es en discontinuo, por lo que se llenarán los tanques con el agua a tratar, se realizará el proceso y se vaciarán. Este ciclo tendrá una duración aproximada de dos horas y se irá repitiendo a lo largo del día.

Sabiendo el caudal de entrada (272 m<sup>3</sup>) y que cada ciclo supone la entrada de unos 14,75 m<sup>3</sup>, se puede decir que de media se producen unos 18,5 ciclos al día, repartidos entre los dos reactores.

### **Tiempo de retención**

El tiempo de retención de estos depósitos será el tiempo que dure un ciclo. Anteriormente se ha dicho que de media suelen durar unas dos horas, pero esto no siempre es así, ya que cuando el depósito almacén llega a un nivel mínimo, la bomba se para y deja de entrar agua a los reactores de coagulación floculación, aumentando el tiempo del ciclo.

Para conocer de manera más precisa, el tiempo medio que dura un ciclo y por lo tanto el tiempo de retención, se necesitará saber el caudal de entrada a cada uno de los reactores y el volumen de estos.

Gracias a un contador que mide el caudal de agua de entrada, sabemos que el volumen de agua del reactor A por cada ciclo es de 15 m<sup>3</sup>, mientras que el del reactor B es de 14,5 m<sup>3</sup>. A partir del caudal de entrada a la planta durante 6 días consecutivos y el volumen de cada ciclo calcularemos el tiempo de retención hidráulico de cada depósito.

Día	Caudal de entrada (m <sup>3</sup> /d)		Tiempo de retención	
	Reactor A	Reactor B	Reactor A	Reactor B
1	147,5	146,5	2,44	2,38
2	147	143	2,45	2,43
3	144	133	2,49	2,61
4	133	130	2,71	2,67
5	133,5	144,5	2,70	2,41
6	128	131	2,81	2,66
Media			2,60	2,53

Tabla 9. Tiempo de retención medio del reactor A y B en horas

El tiempo que permanecerá un volumen de agua determinado dentro del proceso de coagulación-floculación y sedimentación será de unas 2,5 horas.

### 1.3.1.5. Espesador

El lodo purgado de los tanques de precipitación es llevado a un **espesador** por gravedad de 22 m<sup>3</sup> con forma troncocónica.

Los espesadores, son esenciales en los tratamientos de depuración de las aguas residuales. En ellos tienen lugar los procesos de concentración y espesamiento de lodos, decantación y reducción de sólidos producidos por una sedimentación física de los productos decantables presentes en las aguas residuales. La separación de estos lodos, permite disminuir los costes de explotación de la estación depuradora.

Los lodos que llegan al espesador son alimentados por la parte inferior por medio de una campana tranquilizadora interior, que asciende hasta la superficie, embebido en un pilar circular, que comunica con una virola de tranquilización que rompe la velocidad de los lodos y evita turbulencias.

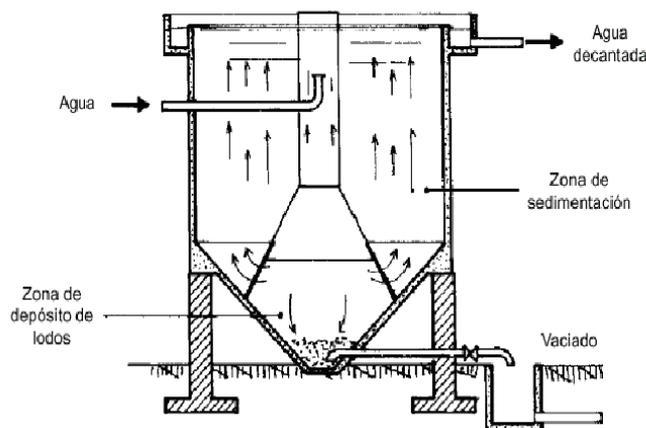


Figura 14. Espesador con campana tranquilizadora. Fuente: Water and wastewater engineering (1968)

Los lodos son obligados a iniciar un recorrido descendente y para acceder a la superficie y llegar al exterior tienen que recorrer una determinada longitud que permite la separación de las partículas de densidad superior a la del agua, quedándose en la parte inferior del espesador, y serán extraídas por medio de una bomba de extracción de lodos, mientras que el

sobrenadante sale al exterior por medio de las salidas situadas en la pared del cilindro del espesador.

**Descripción técnica**

El lodo es espesado en un espesador por gravedad con forma troncocónica. En la siguiente tabla se muestran las características más importantes del depósito.

diámetro (m)	3,2
altura cilindro (m)	2,15
altura cono (m)	1,8
altura total (m)	3,95
volumen cilindro (m <sup>3</sup> )	17,29
volumen cono (m <sup>3</sup> )	4,83
volumen total (m <sup>3</sup> )	22,12

Tabla 10. Dimensiones del espesador

El tanque tiene un volumen real de unos 25 m<sup>3</sup>, aunque el volumen útil ocupado por los lodos es de 22 m<sup>3</sup>. En la parte superior existe una salida que actúa como rebosadero y si alguna vez el manto llega a esa altura, desborda y el lodo sale.



Figura 15. Espesador por gravedad

Al igual que en los reactores de coagulación-floculación, existe una zona de salida de lodo situada en la base del cono y otra para el agua situada en la pared del cilindro. La zona de salida del agua, consta de dos salidas interconectadas situadas a distintas alturas. Esto es así, debido a que la altura del agua y la interfase agua-lodo en el espesador va variando a lo largo del día. Las dos salidas confluyen en un único conducto en el cual se sitúa un turbidímetro que realiza lecturas cada tres minutos. Al igual que en los reactores anteriores, cuando el turbidímetro realiza una lectura de agua con baja turbidez, entonces abre la válvula y sale el agua hacia el depósito de agua clarificada.

El agua de cada una de las lecturas realizadas es enviada a un depósito almacén de 1 m<sup>3</sup> desde el cual es devuelta a los depósitos almacén.

**Caudales**

Como se ha explicado anteriormente, se tratan unos 272 m<sup>3</sup> al día de los cuales unos 46 son extraídos en forma de lodo hacia el espesador. Más en concreto se suele generar un volumen

medio de 2,5 m<sup>3</sup> en cada ciclo (18,5 ciclos aproximados en total al cabo de un día), que se extrae durante los últimos 15 minutos del ciclo. Una vez transcurridos estos 15 minutos, se para la bomba de extracción de lodo y vuelve a llenarse el tanque de coagulación-floculación.

A continuación se representa gráficamente el caudal de lodo entrante al espesador procedente del tanque de coagulación-floculación durante dos ciclos consecutivos de 2,5 horas cada uno.

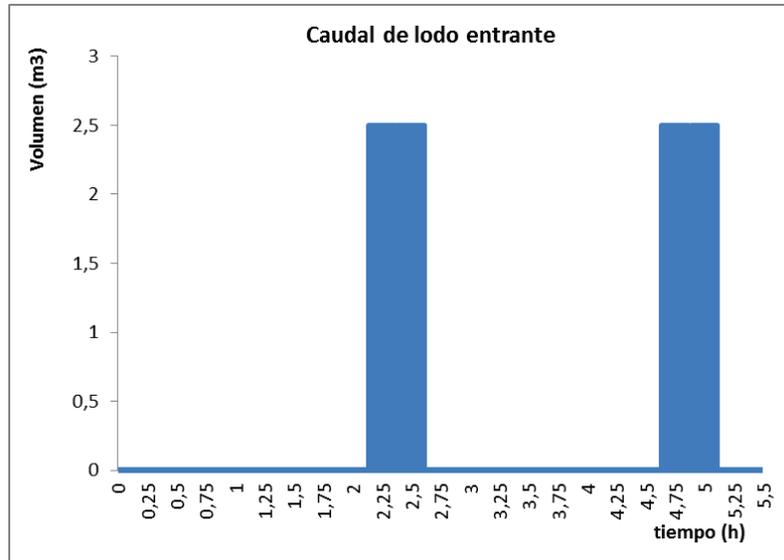


Gráfico 1. Caudal de lodo entrante al espesador durante dos ciclos consecutivos

Se observa como al final del primer ciclo, entre las 2,25 horas y 2,5 horas (15 minutos de diferencia) se produce la entrada de un volumen de 2,5 m<sup>3</sup>, y lo mismo ocurre en el segundo ciclo entre las 4,75 horas y 5 horas.

Respecto al caudal de salida del espesador, este se dividirá en dos: agua que sale hacia el depósito de agua clarificada y lodo extraído hacia el filtro prensa. Este último será bombeado de manera casi continua (excepto cuando el filtro es vaciado) y seguirá una tendencia exponencial, es decir, a medida que el filtro prensa se vaya llenando el caudal irá disminuyendo. Esto se verá con más detalle en el apartado de caudales del filtro prensa.

Respecto al caudal de agua saliente, este se puede estimar como la diferencia entre el caudal de lodo entrante al espesador y el caudal de lodo que sale de éste. De los 46 m<sup>3</sup>/día que entran al espesador, unos 10 m<sup>3</sup>/día saldrán en forma de agua clarificada, mientras que el resto (unos 36 m<sup>3</sup>/día) lo hará en forma de lodo espesado. Más adelante entraremos con más detalle en el cálculo del caudal de salida de lodo espesado.

**Tiempo de retención**

Al igual que en el resto de depósitos, existe un tiempo de permanencia durante el cual el lodo sedimenta en el fondo del espesador, creándose una interfase con lodo en la parte inferior y agua clarificada en la parte superior. A diferencia de los depósitos de coagulación-floculación, en el espesador se da una sedimentación por compresión fundamentalmente, la cual se produce a una velocidad mucho más lenta que la sedimentación floculada/zonal que se da en los reactores físico-químicos.

A partir del caudal medio de entrada al espesador (46 m<sup>3</sup>/día) y los volúmenes mínimo y máximo observados, se calculará el tiempo de retención mínimo y máximo respectivamente. El volumen ocupado por el lodo y el agua en el espesador va variando a lo largo del día y a lo largo de la semana. Generalmente a primeras horas de la mañana y principios de semana, debido a las escasas líneas de producción puestas en marcha y a la inactividad industrial del domingo respectivamente, el espesador se encuentra con un volumen mínimo de unos 15 m<sup>3</sup>. El volumen máximo, es el que ocupa el total de la capacidad del espesador (22m<sup>3</sup>) y el cual se da durante gran parte de la semana, sobretodo una vez avanzada la mañana.

Por lo tanto el tiempo de retención mínimo y máximo del espesador será:

tiempo retencion (h) espesador	
min	max
7,8	11,5

### 1.3.1.6. Filtro prensa

Una vez espesado el fango es llevado a un filtro prensa, donde se produce la deshidratación mecánica del lodo anteriormente espesado. El objetivo fundamental de la deshidratación es conseguir una reducción importante en el volumen de lodos, lo que implicará un menor peso y por lo tanto un ahorro económico para la empresa, ya que el lodo es gestionado por una empresa externa. Los costos de transporte del lodo por camión hasta el lugar de evacuación final son notablemente menores cuando se reduce el volumen por deshidratación.

Los filtros prensa funcionan en ciclos de filtración tipo Batch o intermitentes, en el cual se producen los siguientes pasos: llenado inicial, formación y aumento de la torta, acercamiento a una presión constante de filtración y fin del ciclo. Durante el llenado se alimenta el lodo a una presión baja y una velocidad relativamente alta y constante en las cámaras creadas entre dos placas contiguas, evacuándose el filtrado de cada placa. Conforme se va llenando, aumenta la formación de la torta, con lo que la velocidad de flujo disminuye y la presión aumenta. A medida que la torta se continúa formando, el flujo de filtración se ve afectado por el cambio de porosidad de la torta y la presión aumenta hasta alcanzar un valor relativamente constante. En este punto, la presión se mantiene mientras los sólidos siguen acumulándose, el flujo disminuye y el ciclo de filtración termina.

#### Descripción técnica

Presión de diseño	6 bar
Presión máxima de cierra admisible	276 bar
Tamaño de placas	800 x 800 mm
Nº placas incorporadas	30
Capacidad máxima placas	50
Nº de cámaras	29 ampliable a 49
Espesor torta	30 mm
Espesor placa de cámara incluyendo tela	61,5 mm
Superficie filtrante cámara	0,96 m2
Superficie filtrante total	27,84 m2
Volumen torta cámara	15,6 litros
Volumen torta total	452,4 litros

Tabla 11. Características del filtro prensa



Figura 16. Filtro prensa

### Caudales

El filtro prensa funciona de manera discontinua, por lo que el caudal de entrada se detendrá una vez termine el ciclo y se vacíe el filtro. El vaciado se realiza de forma automática, aunque el operario controla y vigila que se desprendan todas las tortas formadas y no quede ninguna adherida a la placa.

La duración de cada uno de los ciclos es de unas 9 horas aproximadamente, por lo que el filtro vaciará unas dos veces al día.

Como se ha dicho en el apartado de caudales del espesador, el caudal que entra al filtro prensa sigue una tendencia exponencial, es decir, a medida que el filtro se va llenando el caudal decrece mientras que la presión de entrada aumenta hasta un valor más o menos constante.

El cálculo aproximado del caudal de entrada al filtro prensa ha sido estimado midiendo la altura del lodo en el espesador. Se cerró la salida del agua, por lo que la única salida era la que conducía el lodo hacia el filtro prensa. Sabiendo la geometría del espesador, el volumen de lodo que entra a éste en cada ciclo proveniente del tanque de coagulación-floculación y midiendo la altura del lodo cada hora, se obtiene el volumen aproximado extraído hacia el filtro prensa.

A continuación se presenta una tabla donde se representa el volumen de lodo que entra al filtro prensa a cada hora, así como el que entra en total durante todo un ciclo.

ciclo filtro prensa	
horas	Q (m <sup>3</sup> /h)
1	3,21
2	1,73
3	1,29
4	1,25
5	1,2
6	1,2
7	1,2
8	1,2
9	1,13
<b>total (m<sup>3</sup>/ciclo)</b>	<b>13,41</b>
<b>total (m<sup>3</sup>/dia)</b>	<b>35,76</b>

Tabla 12. Caudal total diario y por ciclo de lodo que entra al filtro prensa

En total se calcula un volumen de lodo deshidratado de unos 13-14 m<sup>3</sup> durante cada ciclo, lo que hace un total aproximado de 36 m<sup>3</sup>/día.

En el siguiente gráfico se observa claramente la tendencia exponencial anteriormente mencionada

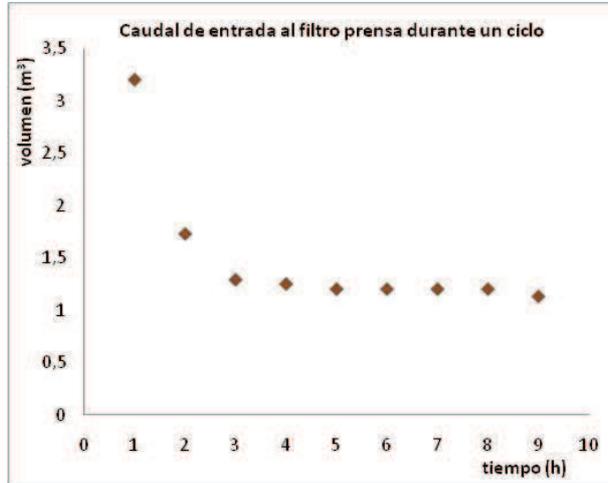


Gráfico 2. Volumen de lodo que entra al filtro prensa durante un ciclo

Respecto al caudal de salida, éste se divide en dos: agua filtrada que es devuelta a cabecera de planta y lodo deshidratado que es recogido en un contenedor para después ser transportado y tratado por una empresa externa.

### **Producción de lodo seco**

Al finalizar el proceso las tortas formadas se separan y se descargan en un contenedor que es gestionado por una empresa externa y el filtrado se devuelve a los depósitos almacén de 40 m<sup>3</sup>.

Respecto a la producción de lodo deshidratado, se sabe que en el año 2011 la producción fue de 239120 kg. Estimando de manera aproximada los días en lo que ha estado funcionando el filtro prensa, quitando días festivos, puentes, vacaciones... se obtiene una media de unos 280 días de funcionamiento de la planta al año. Esto supone una producción de lodo deshidratado aproximado de 854 kg al día.

#### **1.3.1.7. Tratamientos posteriores**

Respecto al agua clarificada que sale de los reactores y el espesador, ésta se almacena en un depósito de unos 30 m<sup>3</sup> y, de ahí, se bombea unos 15 m<sup>3</sup>/h a un filtro de sílex-antracita con un alto poder clarificante en el que se retienen los sólidos en suspensión que el agua pueda llevar. Este filtro trabaja a una presión máxima de 10 bar y está constituido por unos 150 kg de sílex (3-5 mm) y 700-800 kg de antracita (0,8-1,6 mm). Acto seguido el agua pasa por unas membranas filtrantes (máxima presión 6 bar) a un nivel de 300 micras alojadas en una carcasa de polipropileno y finalmente el agua es vertida al alcantarillado.



Figura 17: Filtro de sílex-antracita (parte posterior) y filtros 300 micras (parte anterior)

#### 1.4. EVAPORADOR

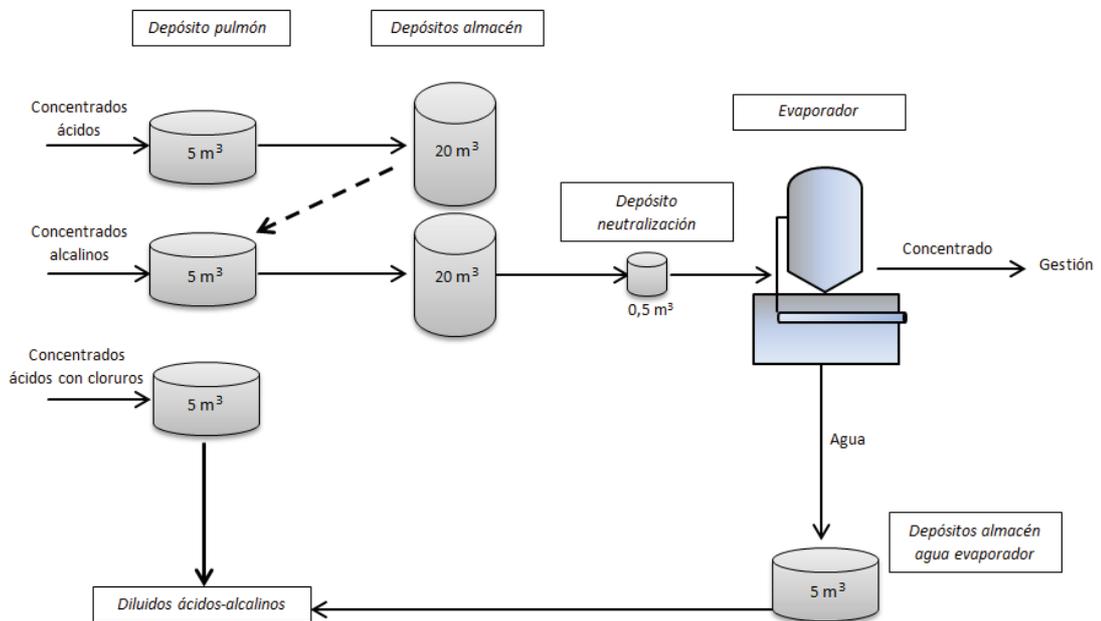


Figura 18. Esquema del tratamiento de los vertidos concentrados en el evaporador

Los vertidos concentrados que llegan para ser tratados se dividen fundamentalmente en dos tipos: ácidos y alcalinos. Primero llegan a unos depósitos pulmón de unos  $5 \text{ m}^3$  cada uno y finalmente, cuando se alcanza cierto nivel se van almacenando en unos depósitos almacén de  $20 \text{ m}^3$ .

En un principio solo los alcalinos podrían ser tratados en el evaporador, ya que este trabaja a pH alto, sin embargo, en la empresa se va mezclando concentrados ácidos con los alcalinos para poder de esta manera tratar ambos vertidos. Esto se hace ya que cuando se dosificaban los concentrados ácidos a la depuradora físico-química, producía muchos problemas de contaminación, lodos, etc.

El **evaporador** trabaja a pH alcalino ya que los vertidos ácidos pueden atacar a los componentes metálicos de éste. Por lo tanto, ya que se mezclan vertidos ácidos que bajarán bastante el pH, se debe realizar una neutralización previa entrada al sistema de evaporización.

Ésta se realiza en un depósito de unos  $0,5 \text{ m}^3$  al cual se adiciona el vertido concentrado a tratar y mediante un controlador de pH se va añadiendo sosa o ácido sulfúrico con la finalidad de mantener la mezcla dentro de los valores de pH prefijados (alrededor de 12 sería el valor buscado).



Figura 19. Evaporador

El equipo tiene la misión de evaporar el agua de los vertidos, obteniendo agua destilada, y concentrar los efluentes a gestionar. Para ello, se produce el vacío dentro del recipiente, bajando de esta forma el punto de ebullición y obteniendo así un ahorro energético. Mediante una bomba centrífuga que recircula agua, se produce el vacío en el recipiente hasta alcanzar una presión de  $-0,89 \text{ Bar}$ . Una vez alcanzado este punto se introduce el vertido por succión (gracias al vacío) hasta el evaporador y se empieza a recircular el vertido dentro del equipo calentándose gracias al rozamiento. El vapor de agua generado se introduce en un intercambiador para posteriormente ser enfriado y condensarlo. El agua destilada es retirada y llevada a un depósito de almacenamiento para posteriormente ser vertida en el depósito de diluidos ácidos-alcalinos. Actualmente existe una propuesta en la empresa para reutilizar esta agua para lavado de filtros e instalaciones.

Conforme pasa el tiempo se irá concentrando la solución contenida en el evaporador y una vez alcanzada una determinada concentración, el concentrado es retirado y almacenado en unas cubas para su posterior gestión.

Añadir que el equipo no puede trabajar con vertidos que contengan cloruros ya que afecta a los componentes del evaporador, por lo tanto éstos (neutralización o decapados con clorhídrico) tienen que ser tratados de una manera alternativa. En la empresa se dosifican en pequeñas cantidades al depósito de diluidos ácidos-alcalinos para posteriormente ser tratados en la depuradora físico-química.

1.5. DESMINERALIZACIÓN DEL AGUA

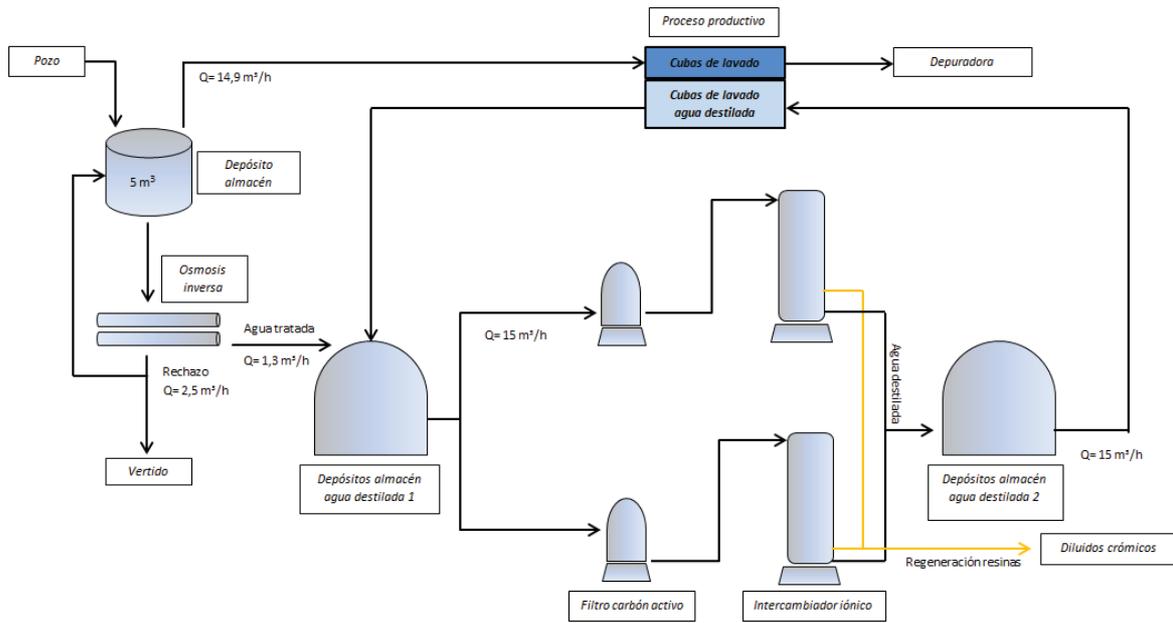


Figura 20. Esquema de la desmineralización del agua

En la empresa se produce la desmineralización y el reciclado de agua procedente de las cubas de lavado final. Entre las ventajas de llevar a cabo este proceso, destacamos:

- Acabado perfecto de las piezas.
- Recuperar grandes caudales de agua de vertido
- Ahorrar mucha agua.

El agua desmineralizada utilizada en los baños de lavado, se almacena primeramente en un depósito almacén de 20 m<sup>3</sup> equipado con controladores de nivel máximo y mínimo. Éste impulsa el agua con un caudal de 15 m<sup>3</sup>/h hacia un filtro de carbón activo con alto poder clarificante que tiene la misión de retener las partículas en suspensión que el agua pueda llevar y eliminar el cloro, cloraminas, detergentes, grasas y cualquier compuesto químico que pueda perjudicar las resinas. El filtro es capaz de soportar una presión de hasta 5 bar y dispone de un distribuidor superior e inferior con salidas laterales para efectuar contralavados.

Posteriormente, el agua pasa por una columna desmineralizadora que contiene una serie de resinas catiónicas y aniónicas de intercambio iónico trabajando en lecho mixto obteniéndose el agua químicamente pura. La carga de resinas está compuesta por resinas catiónicas fuertes trabajando en ciclo de H<sup>+</sup> y resinas aniónicas fuertemente básica, trabajando en ciclo OH íntimamente mezcladas.



Figura 21. Filtro Carbón activo (izquierda) y desmineralizador (derecha)

El ciclo del desmineralizador (tiempo transcurrido entre dos regeneraciones) se estiman en unos tres días de trabajo, que a un caudal de funcionamiento de  $15 \text{ m}^3/\text{h}$ , supone  $1080 \text{ m}^3$  de agua recirculada entre dos regeneraciones. Más en concreto, la regeneración se realiza una vez las resinas pierden su eficacia y el agua tratada alcanza una conductividad superior a 50 microsiemens. La regeneración del equipo se realizará con agua desmineralizada y consumirá además 48 kg de hidróxido de sodio y 65 Kg de ácido sulfúrico al 20%. El efluente de dicha regeneración es conducido hasta el depósito pulmón de diluidos crómicos, ya que los enjuagues con agua destilada se suelen realizar después de los pasivados (los cuales contienen cromo).

Dado que trabajan 24 horas/día, se instalará otro sistema de filtración e intercambiador iónico en paralelo de forma que una esté en funcionamiento y la otra pueda estar regenerándose, con lo que el suministro de agua desmineralizada será ininterrumpido.

El agua desmineralizada obtenida, se almacena en el segundo depósito de  $20 \text{ m}^3$  y de aquí es impulsada de nuevo a las cubas de lavado cerrando el ciclo.

Debido a las posibles pérdidas de agua desmineralizada por evaporación, formulación de nuevos baños, regeneración de desmineralizadores, lavado de filtros... se precisará la entrada de agua nueva en el circuito de reciclado. Para ello la empresa dispone de un equipo de purificación de agua por osmosis inversa, que reducirá el contenido en sales disueltas en un 95-97%.



Figura 22. Equipo de osmosis inversa

El agua procedente del pozo es bombeada desde el depósito almacén de  $5 \text{ m}^3$  y pasa al equipo de osmosis inversa que mediante un proceso consistente en hacer pasar el agua a través de membranas semipermeables, retiene la mayor parte de la salinidad del agua. Las membranas del sistema de osmosis inversa son del tipo TFC y entre sus características más importantes están:

- El componente es un polímero de gran estabilidad físico química, ya que puede trabajar en continuo en un margen de pH de 2 a 11, tolerando la presencia de cloro.
- La membrana se enrolla en espiral, lo que disminuye en gran medida la tendencia al ensuciamiento y permite el pretratamiento más flexible.

Una vez filtrada el agua se crean dos corrientes: una con un alto contenido en sales, llamada rechazo ( $2,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ), que parte se vierte y parte se devuelve al depósito almacén; y otra, desalinizada ( $1,3 \text{ m}^3/\text{h}$ ), que se almacena en el primer depósito de agua desmineralizada.

## 2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Actualmente, en la empresa GALOL S.A. existen ciertos problemas tanto en el espesador como en el filtro prensa, que evitan el correcto funcionamiento de la línea de lodos.

Para las condiciones de funcionamiento actuales, el tamaño del sistema de deshidratación de lodos (filtro prensa) resulta insuficiente, convirtiendo la etapa de filtración en un estrangulamiento del sistema de depuración, que provoca una sobre-acumulación de lodos en el espesador y en los reactores de tratamiento. El nivel de lodos que se alcanza en el espesador distorsiona el objetivo del módulo no permitiendo el correcto espesamiento y posibilita el escape de lodos por el rebosadero y su vuelta a cabecera del tratamiento.

Además debido al pequeño tamaño del módulo, así como a la baja velocidad de sedimentación del lodo, el espesado de éste es prácticamente despreciable, convirtiendo el espesador en un simple depósito de almacén e impidiendo una correcta deshidratación del lodo tratado.

Un incorrecto funcionamiento del espesador, provoca además de que el filtro prensa resulte insuficiente, que no se obtenga una buena sequedad del lodo. Todo esto ocasiona un mayor volumen de lodo deshidratado con el consiguiente incremento en el gasto económico a la hora de su gestión.

Otro problema que podemos encontrar en la empresa, es la posible salida de lodo desde los reactores de tratamiento hacia procesos posteriores. Una vez finalizado el proceso de sedimentación, si el nivel del manto de lodo se encuentra muy próximo al orificio de salida del agua, se puede producir el arrastre y escape de algo de sólidos junto al agua clarificada hacia los tratamientos terciarios (filtrado con sílex-antracita). Esto puede ocasionar la obturación del filtro de sílex-antracita y evitar una buena clarificación del agua.

### Objetivos

- Optimizar el tratamiento de precipitación-sedimentación con el fin de obtener las condiciones óptimas de operación que garanticen la formación de un menor volumen de lodo, así como una mayor eliminación en la turbidez del agua clarificada.
- Estudiar la sedimentabilidad del lodo producido actualmente en la empresa y ajustar matemáticamente a un modelo de sedimentación.
- Estudiar la influencia del acondicionamiento del lodo mediante un polielectrolito en la velocidad de sedimentación zonal de los lodos producidos.
- Determinar la superficie mínima necesaria del espesador que garantice un correcto espesado del lodo.
- Enunciar soluciones al problema de espesado del lodo

### 3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. PRECIPITACIÓN

La precipitación química es un proceso por el cual una sustancia soluble se convierte en insoluble ya sea por una reacción química o por cambios en la composición del solvente para disminuir la solubilidad de las sustancias en él. Los sólidos precipitados pueden separarse por sedimentación y/o filtración. En el tratamiento de residuos peligrosos el proceso tiene una amplia aplicación para la remoción de metales tóxicos como arsénico, cadmio, cromo, níquel, zinc, cobre, plomo... (Chung 1989).

##### 3.1.1. Descripción del proceso

En el proceso de precipitación química se adiciona un precipitante químico al metal contenido en el agua, esto se lleva a cabo en un tanque de reacción con agitación. Los metales disueltos se convierten en insolubles por una reacción química entre los compuestos metálicos solubles y el precipitante. Los sólidos suspendidos resultantes se separan por sedimentación en un clarificador. Para mejorar la remoción de sólidos se puede realizar una coagulación-floculación.

La elección del reactivo es la primera consideración en la precipitación de metales pesados, la segunda consideración es la solubilidad, ya que la precipitación depende del producto de solubilidad del compuesto. Debido a que la solubilidad depende de la temperatura, también es un factor importante en este tipo de reacciones.

El número de valencia también influye en el proceso. Un ejemplo claro es el caso del cromo hexavalente que es mucho más soluble que el cromo trivalente, por lo que el  $\text{Cr}^{6+}$  se deberá reducir a  $\text{Cr}^{3+}$  y posteriormente precipitarlo. Se debe considerar la posibilidad de que se formen complejos cuando se tratan aguas que contengan amoníaco, fluoruro, cianuro, etc. Por ejemplo, el hierro puede complejarse como ion ferrocianuro que es bastante soluble y permanecerá en solución a menos que el complejo pueda romperse por tratamiento químico (Wcatz, 1989).

Existen diferentes precipitantes químicos para la remoción de metales pesados del agua residual. La precipitación de hidróxidos utilizando cal como precipitante es el método más empleado. Además también pueden precipitarse como sulfuros y algunos como carbonatos.

##### 3.1.2. Precipitación de hidróxidos

Hay dos razones por las cuales la separación como hidróxidos es tan extensamente aplicable:

- Hay diferencias grandes entre solubilidades de los hidróxidos metálicos
- La utilización de reguladores de pH permite ajustar el pH a un valor predeterminado y constante con objeto de efectuar la separación.

La precipitación de hidróxidos utiliza como precipitante el hidróxido de calcio (cal) o hidróxido de sodio (sosa cáustica). La reacción se ilustra por la siguiente ecuación, para la precipitación de metales divalentes usando cal:



Los niveles de concentración del efluente asequibles por la precipitación de hidróxido dependen de los metales presentes, el precipitante empleado, las condiciones de reacción, especialmente el pH y la presencia de otros materiales que pueden inhibir la precipitación.

Los hidróxidos metálicos son anfotéricos; por ejemplo, su solubilidad se va incrementando en bajos y altos pH's y el punto de mínima solubilidad (pH óptimo para la precipitación) se presenta a diferentes valores de pH para todos los metales. A un pH donde la solubilidad de un hidróxido metálico puede ser mínima, en otro puede ser relativamente alta. En la mayoría de los casos, un pH entre 9 y 11, seleccionado en base a pruebas o experiencias de operación con el residuo, produce una calidad del efluente aceptable.

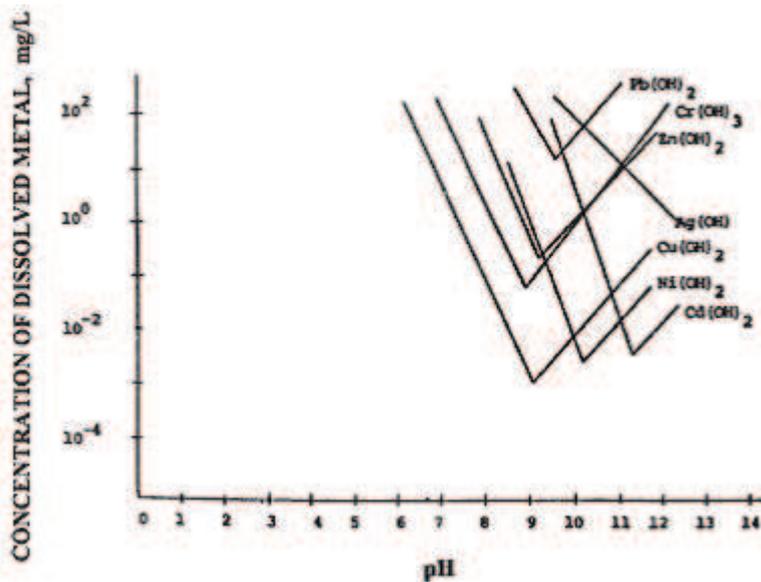


Figura 23. Solubilidad de los hidróxidos metálicos en función del pH. Fuente: Handbook of environmental engineering (Physicochemical treatment processes)

Se puede utilizar cal o sosa cáustica como fuente de iones hidróxidos para la precipitación de hidróxidos metálicos. Las diferencias que deben considerarse para realizar un criterio de selección son las siguientes:

	CAL	SOSA
VENTAJAS	-Costo químico bajo -Precipitado más sedimentable y filtrable	-Más reactivo -Fácilmente manejable
DESVENTAJAS	-Su manejo es más difícil que la sosa -Costo de equipo de alimentación más alto -Costo de mantenimiento mayor -Si están presentes altos contenidos de sulfatos, se producen más lodos	-Costo químico alto -Se produce un precipitado menos sedimentable y filtrable -Costos de clarificación y deshidratación mayores -Más sólidos disueltos en el efluente

Figura 24. Ventajas y desventajas de la precipitación por cal y por sosa (Chung, 1989)

### 3.1.3. Precipitación de sulfuros

La precipitación de sulfuros tiene ventajas potenciales como una alternativa a la precipitación de hidróxidos. Las solubilidades de los sulfuros metálicos son menores que las correspondientes a los hidróxidos metálicos; los sulfuros metálicos no son anfotéricos y el cromo hexavalente puede precipitarse en el proceso sin una etapa adicional de reducción.

Entre las desventajas encontramos la formación de ácido sulfhídrico gaseoso tóxico o la liberación de sulfuros en el efluente, el cual requerirá un post tratamiento

### 3.1.4. Precipitación como carbonatos

Para algunos metales como zinc y níquel, no es efectivo, pero para otros como cadmio y plomo, la precipitación como carbonatos puede producir concentraciones de metal en el efluente comparables con aquellas realizadas por precipitación de hidróxidos con los beneficios de un pH bajo (7,5-8,5) y un lodo más filtrable.

## 3.2. COAGULACIÓN

Es un proceso de desestabilización química de las partículas coloidales que se producen al neutralizar las fuerzas que los mantienen separados, por medio de la adición de los coagulantes químicos y la aplicación de la energía de mezclado. Las sustancias químicas anulan las cargas eléctricas de la superficie del coloide permitiendo que las partículas coloidales se aglomeren formando flóculos.

### 3.2.1. Mecanismo de la Coagulación

La desestabilización se puede obtener por los siguientes mecanismos fisicoquímicos:

- Compresión de la doble capa.
- Adsorción y neutralización de cargas.
- Inmersión en un precipitado.
- Adsorción y enlace de puente entre partículas.

#### Compresión de la Doble Capa

Cuando dos partículas coloidales se acercan, dos fuerzas opuestas entran en acción. La carga coloidal ocasiona que la partículas se rechacen, mientras que las fuerzas de Van der Waals acercan a las partículas entre sí.

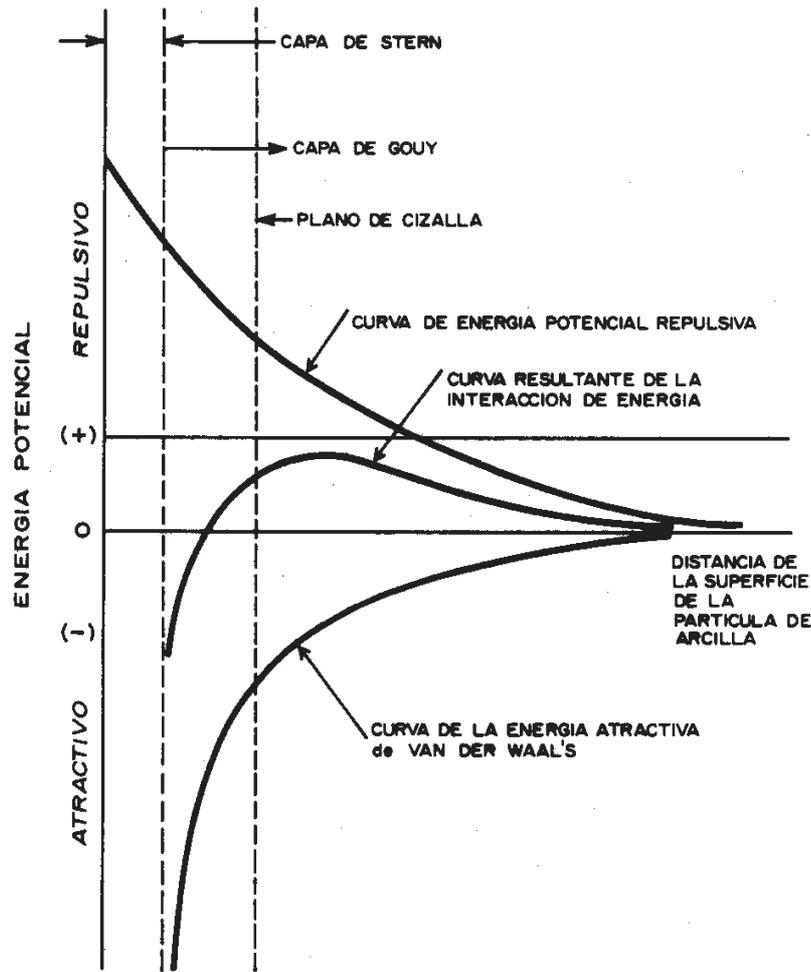


Figura 25. Energía potencial de interacción de las partículas coloidales

La curva de atracción de Van der Waals es fija mientras que la repulsión eléctrica puede ser disminuida por medio de un aumento en la solución de iones de carga opuesta. Cuando se disminuye el potencial repulsivo disminuye también la curva resultante de interacción. Por lo tanto, las partículas pueden acercarse suficientemente para ser desestabilizadas por la energía atractiva de Van der Waals.

**Absorción y Neutralización de Cargas**

Las partículas coloidales poseen carga negativa en su superficie, estas cargas llamadas primarias atraen los iones positivos que se encuentran en solución dentro del agua y forman la primera capa adherida al coloide.

La neutralización se lleva a cabo mediante la adición de cationes que se adsorben sobre la superficie de la partícula.

Cuando se adiciona un exceso de coagulante al agua a tratar, se produce la reestabilización de la carga de la partícula; esto se puede explicar debido a que el exceso de coagulante son absorbidos en la superficie de la partícula, produciendo una carga invertida a la carga original.

### Inmersión en un precipitado

Se utilizan concentraciones de coagulante suficientemente altas como para ocasionar la precipitación rápida de un hidróxido metálico que atrapa a las partículas coloidales.

### Adsorción y enlace de puente entre partículas

Una molécula polimérica se adsorbe sobre la superficie de una partícula coloidal debido a que contiene grupos químicos que interaccionan con los centros activos de la superficie, quedando el resto de la molécula prolongada hacia la solución. Si una segunda partícula con centros activos vacantes se pone en contacto con estos segmentos prolongados, se forma un complejo partícula-polímero-partícula en el cual el polímero sirve de puente.

### **3.3. FLOCULACIÓN**

La coagulación es generalmente seguida por la floculación, que se define como el proceso de unir partículas coaguladas y desestabilizadas para formar mayores masas o flóculos, de modo de posibilitar su separación por sedimentación (ó flotación) y/o filtración del agua tratada.

La energía aplicada para la floculación puede ser entregada, como en la mezcla rápida, por medios hidráulicos, mecánicos y/o neumáticos. La diferencia se caracteriza por la intensidad del gradiente que en la floculación es mucho menor.

La floculación es favorecida por el mezclado lento que permite juntar poco a poco los flóculos; un mezclado demasiado intenso los rompe y raramente se vuelven a formar en su tamaño y fuerza óptimos. La floculación no solo incrementa el tamaño de las partículas del flóculo, sino que también aumenta su peso.

Existen tres mecanismos para que se produzca la aproximación entre partículas:

- Pericinética: debida a contactos por movimiento térmico.
- Ortocinética: causada por los contactos debidos al movimiento del fluido, como por ejemplo el producido por la agitación del agua.
- Sedimentación diferencial: los contactos son debidos a la sedimentación de las partículas.

#### **3.3.1. Estabilidad de los flóculos**

A medida que el flóculo aumenta, su densidad disminuye y el flóculo se vuelve más sujeto a las tensiones de cizallamiento hidrodinámico generadas por los gradientes de velocidad. Cuanto mayor es el gradiente de velocidad (G) más rápida es la velocidad de aglutinación de las partículas, por lo tanto los flóculos aumentarán hasta un límite máximo, arriba del cual las fuerzas de cizallamiento los rompen en partículas menores.

El modelo general que define la estabilidad de los flóculos y que integra los efectos de aglutinación y rotura de flóculos (Argaman, 1971), se representa por:

$$\frac{dN}{dt} = (\text{función de aglutinación}) + (\text{función de rotura})$$

La velocidad de aglutinación o velocidad de crecimiento de los flóculos, es definida por Argaman (1971) como:

$$\frac{dN}{dt} = -K_A \cdot N \cdot G$$

y de rotura (Kaufman, 1970):

$$\frac{dN}{dt} = -K_B \cdot N_0 \cdot G^2$$

Donde:

$N_0$  = concentración inicial de partículas primarias (m<sup>-3</sup>)

$N$  = concentración remanente de partículas primarias al tiempo  $t$  (m<sup>-3</sup>)

$K_A$  = coeficiente de aglutinación<sup>3</sup> (adimensional)

$K_B$  = coeficiente de rotura<sup>3</sup> (s)

$G$  = gradiente de velocidad medio (s<sup>-1</sup>)

### 3.3.2. Tipos de floculantes

Los floculantes son polímeros o polielectrolitos con pesos moleculares muy elevados. Son macromoléculas de cadena larga, solubles en agua y que presentan carga eléctrica. La misión principal de éstos es favorecer el proceso de floculación, reuniendo las partículas individuales en aglomerados y aumentando la calidad del flóculo (flóculo más pesado y voluminoso). Pueden ser de naturaleza : mineral, orgánico natural y orgánico de síntesis.

a) *Floculantes Minerales*: Se encuentra la sílice activada, que es el primer floculante empleado, que debe ser preparado antes de emplear, su preparación es tan delicada y presenta el riesgo de la gelatinización

b) *Floculantes Orgánicos Naturales*: Son polímeros naturales extraídos de sustancias animales o vegetales.

c) *Floculantes Orgánicos de Síntesis*: Son los más utilizados y son macromoléculas de una gran cadena, obtenidos por asociación de monómeros sintéticos con masa molecular elevada de 106 a 107 gr./mol, estos se clasifican de acuerdo a la ionicidad de los polímeros:

- Aniónicos (generalmente copolímeros de la acrilamida y del ácido acrílico).
- Neutros o no ionicos (poliacrilamidas).
- Catiónicos (copolímero de acrilamidas + un monómero catiónico).

## 3.4. SEDIMENTACIÓN

### 3.4.1. Teoría de la sedimentación

La sedimentación es un proceso físico por el cual se produce la eliminación, por efecto gravitacional, de las partículas en suspensión de un fluido, y que presentan un peso específico mayor que el del fluido. Añadir, que durante un cierto periodo de tiempo, no todas las

partículas suspendidas sedimentan, por lo que se diferenciarán dos tipos de sólidos: los sedimentables, que son los que sedimentarán durante ese intervalo de tiempo elegido; y los no sedimentables.

Cuando se produce la sedimentación de una suspensión de partículas, el resultado final será siempre un fluido clarificado y una suspensión de sólidos más concentrada. Dependiendo del interés a la hora de estudiar uno u otro, se le podrá llamar al proceso de sedimentación como clarificación y/o espesamiento.

Las partículas en suspensión sedimentan en diferente forma, dependiendo de las características de las partículas así como de su concentración, por lo que se podrá diferenciar cuatro tipos de sedimentación: discreta, floculada, zonal y compresión.

### **Sedimentación de partículas discretas**

Se denominan partículas discretas a aquellas que no cambian de forma o tamaño durante el proceso de sedimentación y que por lo tanto sedimentan de forma simple. Este caso se suele dar en desarenadores o en la zona superior de decantadores, sobretodo, primarios.

### **Sedimentación floculada**

Las partículas floculadas son aquellas que se producen por la aglomeración de partículas coloidales desestabilizadas por medio de agentes químicos. A diferencia del proceso anterior, en este caso las partículas sí que cambian de forma y tamaño durante la caída. Se puede observar este proceso en decantadores primarios, decantadores de tratamientos físico-químicos y en la zona superior de decantadores secundarios.

### **Sedimentación zonal**

Cuando existe una baja concentración de partículas en el agua éstas se depositan sin interferir, denominándose a este fenómeno “caída libre”. Sin embargo, con altas concentraciones de partículas (>1000 mg/l), se producen colisiones que las mantienen en una posición fija, ocurriendo su depósito masivo en lugar de individual. A este proceso se le conoce como sedimentación zonal y se presenta sobretodo en decantadores secundarios y espesadores por gravedad.

### **Compresión**

Cuando las partículas ya en contacto forman una masa compacta que impide una mayor consolidación, se denomina “compresión”. En este proceso el peso de los sólidos acumulados comprime el fango de las capas inferiores y el agua es exprimida fuera del lodo. La compresión es un proceso que se presenta mayoritariamente en las zonas inferiores de decantadores secundarios y espesadores.

#### **3.4.1.1. Sedimentación de partículas discretas**

El fenómeno de sedimentación de partículas discretas por caída libre es función solamente de las propiedades del fluido y las características de las partículas.

Una partícula está sometida a dos fuerzas (Figura): flotación  $F_F$ , que es igual al peso del volumen del líquido desplazado por la partícula (Principio de Arquímedes) y la fuerza gravitacional  $F_G$ .

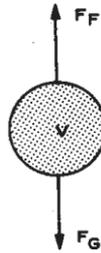


Figura 26. Fuerzas actuantes en una partícula

$$F_F = \rho g V \quad \text{y} \quad F_G = \rho_s g V$$

$\rho$  = densidad del líquido

$\rho_s$  = densidad del sólido

$V$  = volumen de la partícula

La fuerza resultante será la diferencia entre estos dos valores y estará dada por:

$$F_i = g V (\rho_s - \rho)$$

Arrastrada por esta fuerza, la partícula desciende con velocidad creciente, pero a medida que baja, la fricción que el líquido genera en ella crea una fuerza de roce definida por la ley de Newton.

$$F_R = C_D A \rho \frac{v_s^2}{2}$$

$\frac{v_s^2}{2}$  = energía cinética

$A$  = Área transversal al escurrimiento

$v_s$  = velocidad de sedimentación

$C_D$  = coeficiente de arrastre

Después de un corto periodo de aceleración pasa a ser nula y el valor de las fuerzas de fricción iguala al de impulsión, momento en el cual la partícula adquiere una velocidad constante, que es conocida como velocidad de sedimentación. En ese momento se cumple que:

$$g V (\rho_s - \rho) = C_D A \rho \frac{v_s^2}{2}$$

Despejando el valor de  $v_s$  se obtiene:

$$v_s = \sqrt{\frac{2g}{C_D} \cdot \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \cdot \frac{V}{A}}$$

En el caso de sólidos esféricos

$$A = \frac{\pi d^2}{4} \quad \gamma \quad V = \frac{\pi d^3}{6}$$

Remplazando en la ecuación de la velocidad de sedimentación, se obtiene:

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \cdot \frac{g}{C_D} \cdot \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \cdot d}$$

en el cual:

$v_s$  = velocidad de sedimentación

$d$  = diámetro de la partícula

$g$  = aceleración de la gravedad

$\rho$  = densidad del líquido

$\rho_s$  = densidad del sólido

El coeficiente de arrastre (Newton) es una función del Número de Reynolds y de la forma de las partículas. Si el diámetro de las partículas es menor a 0,085 mm, el número de Reynolds es menor a 1, por lo que prevalece el flujo laminar, siendo:

$$C_D = \frac{24}{Re}$$

que remplazando en la ecuación de la velocidad de sedimentación da origen a la ecuación de Stokes.

$$v_s = \frac{g}{18\mu} \cdot (\rho_s - \rho) \cdot d^2$$

Cuando el diámetro es mayor a 1 mm, el número de Reynolds es superior a 1000, por lo que se da flujo turbulento y el valor de  $C_D = 0,4$ . Remplazando en la ecuación de la velocidad de sedimentación obtenemos:

$$v_s = 3,3g \cdot (\rho_s - \rho) \cdot d$$

Para números de Reynolds entre 1 y 1000 se da un flujo de transición, para el cual los valores de  $C_D$  son variables, como se indica en la siguiente tabla.

Autor	Expresión
Rich	$C_D = \frac{18.5}{Re^{0.60}}$
Hatch	$C_D = \frac{14}{Re^{0.5}}$
Allen	$C_D = \frac{12.65}{Re^{0.5}}$
Fair-Geyer-Okun	$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0.34$
Schiller-Newman	$C_D = \frac{12}{Re} (1 + 0.14 Re^{0.687})$
Goldstein	$C_D = \frac{12}{Re} + \frac{3}{16} Re^{-\frac{19}{1280}} Re^2 + \frac{71}{20480} Re^3$

Tabla 13. Valores de coeficiente de arrastre

**3.4.1.2. Sedimentación floculada**

En muchas ocasiones es necesario incrementar el tamaño de las partículas en suspensión con tal de favorecer la sedimentación de éstas. Para ello el agua es sometida a procesos de coagulación-floculación favoreciendo la interacción entre partículas y la formación de flóculos cada vez más grandes y densos que sedimentan más rápido (efecto barrido).

Las partículas en suspensión de aguas tratadas con coagulantes químicos, consisten en flóculos formados por óxidos metálicos y agua. El diámetro de los flóculos es variable desde menos de 0,001 mm hasta más de 5 mm, dependiendo de las condiciones de mezcla y floculación. Willcomb clasifica a los flóculos por su tamaño tal como se indica en la siguiente figura.

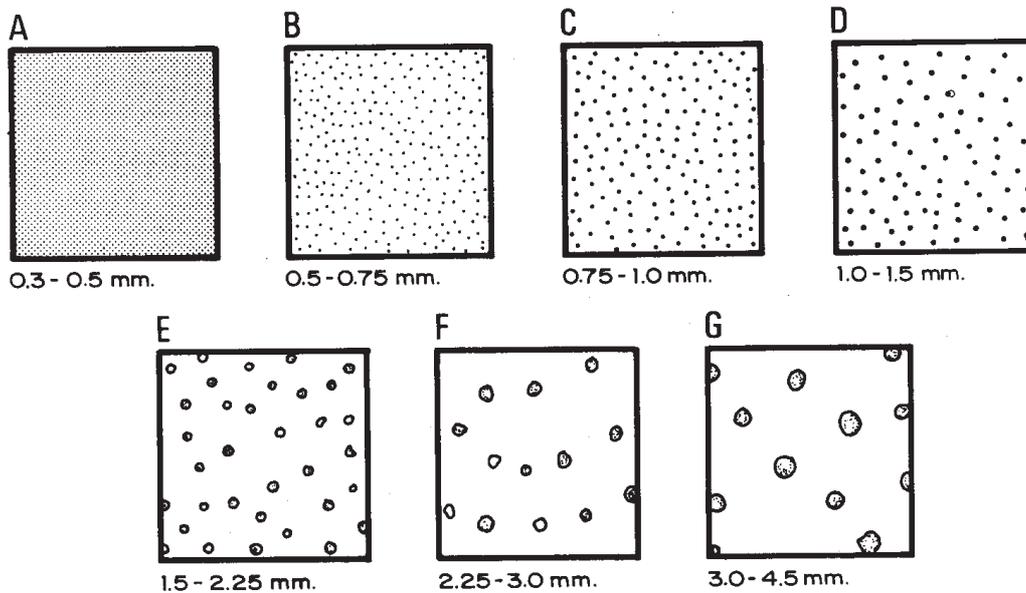


Figura 27. Índices de Willcomb para determinar el tamaño del flóculo

La velocidad de sedimentación de suspensiones floculadas depende de las características de las suspensiones, así como de las características hidráulicas de los sedimentadores. Si en una suspensión tenemos una concentración (1-c) de partículas que tienen una velocidad de sedimentación  $v_s$ , la proporción de partículas removidas que tienen una velocidad de sedimentación  $v_s$  será:

$$R = \frac{1}{v_s} \cdot \int_0^{c_0} v \cdot de$$

Y la remoción total será:

$$R_T = (1 - c) + \frac{1}{v_s} \cdot \int_0^{c_0} v \cdot de$$

### 3.4.1.3. Sedimentación zonal

En bajas concentraciones de partículas, éstas sedimentan o decantan libremente, en cambio con alta concentración de partículas floculentas (superior a 1000 mg/l), las partículas se encuentran a distancias tan reducidas que se adhieren entre sí y sedimentan masivamente creándose una clara superficie de separación entre los flóculos y el líquido sobrenadante, dando origen al fenómeno de sedimentación zonal o interferida.

Kynch establece las hipótesis fundamentales para sedimentación zonal en la que la velocidad de caída de una partícula depende principalmente de la concentración de las partículas.

En laboratorio se puede estudiar este fenómeno mediante el uso de columnas de sedimentación. Al llenar la columna con una suspensión floculada de elevada concentración, se tiene inicialmente una concentración uniforme en toda la altura de la columna. En diferentes tiempos se mide la altura de la capa superior de lodos obteniéndose una curva como la siguiente:

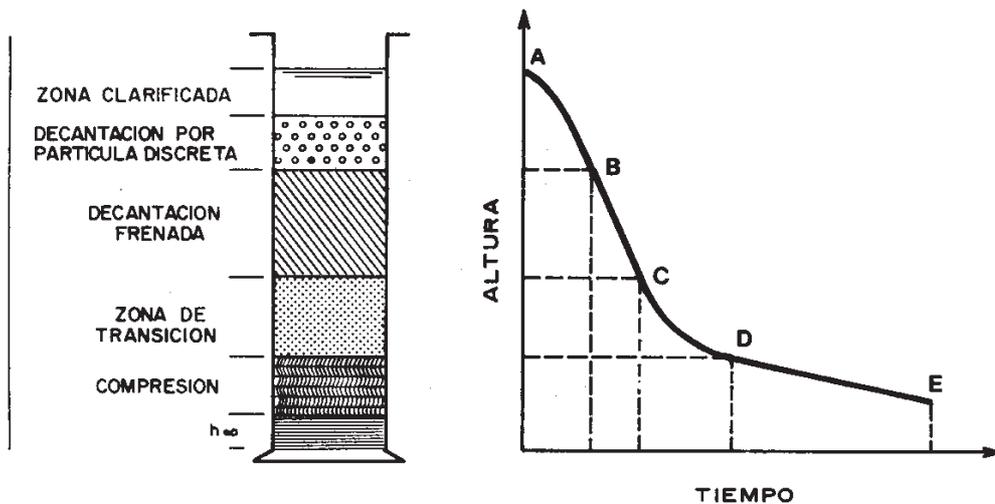


Figura 28. Decantación zonal

La zona A-B consta de una fase de coalescencia de los flóculos seguida de una de caída libre. En muchas ocasiones esta fase de coalescencia puede no existir.

La zona B-C corresponde a una velocidad de caída constante definida por la concentración de las partículas. Al incrementarse la concentración inicial de las partículas disminuye la velocidad. A esta zona se le conoce como “decantación zonal o frenada”.

La zona C-D es una zona de transición donde se produce una desaceleración de la velocidad de caída

La zona D-E se le conoce como zona de **compresión** y es aquí donde los flóculos ejercen presión sobre las capas inferiores.

### **3.4.1.4. Compresión**

Se refiere a la sedimentación en la que las partículas están concentradas de tal manera que se forma una estructura, y la sedimentación sólo puede tener lugar como consecuencia de la compresión de esta estructura. La compresión se produce por el peso de las partículas, que se van añadiendo constantemente a la estructura por sedimentación desde el líquido sobrenadante.

Este tipo de sedimentación aparece siempre como fase final de un proceso de sedimentación zonal y se da en las capas inferiores de los decantadores secundarios y de los espesadores de fangos. En este proceso, los sólidos que van sedimentando transmiten la fuerza mecánica descendiente a los sólidos que se acumulan debajo de manera que el fango se comprime y el agua es exprimida fuera del fango. El proceso de compresión está gobernado por la presión intersticial, la compresibilidad y la permeabilidad del fango (Ferrer et al., 2011)

### **3.4.2. Factores que influyen en la sedimentación**

#### **3.4.2.1. Calidad del agua**

Es uno de los factores que más se tiene que tener en cuenta, pues el tipo de sedimentación que se va a dar va a depender fundamentalmente de la concentración de los sólidos suspendidos (sedimentación discreta para concentraciones bajas y zonal para concentraciones altas). Adicionalmente, variaciones de concentración de partículas o de temperatura producen variaciones de densidad del agua y originan corrientes cinéticas o térmicas que afectan al proceso.

#### **3.4.2.2. Condiciones hidráulicas**

Los criterios y parámetros hidráulicos de diseño tienen gran influencia en la eficiencia de los sedimentadores.

En la zona de sedimentación las líneas de flujo no deben encontrarse con ningún tipo de obstáculo que altere su trayectoria. Se debe dar un número de Reynolds lo más bajo posible y un número de Froude alto para que se produzca un flujo laminar estable.

Las alteraciones de flujo en la zona de entrada, como por ejemplo una velocidad excesiva del flujo de entrada, también deben evitarse, ya que se pueden crear turbulencias y extenderse hasta la zona de sedimentación.

Por último mencionar la zona de salida, ya que en esta se debe dar una salida uniforme del agua clarificada a una velocidad tal que evite el arrastre de flóculos en el efluente o la formación de turbulencias que afectan a la zona de sedimentación.

### 3.4.2.3. Factores externos

Los factores externos al proceso de sedimentación (acondicionamiento previo, prácticas operacionales, factores ambientales...) son los que tienen más influencia en la eficiencia de un sedimentador. La buena o inadecuada coagulación-floculación ocasiona altas o bajas eficiencias en el proceso de sedimentación, al igual que el mantenimiento y el estado de la unidad de sedimentación.

### 3.4.3. Medida de la sedimentabilidad.

*Índice Volumétrico del Fango (IVF)*. Volumen (en ml) ocupado por 1 gramo de fango seco después de decantar 30 minutos en una probeta de 1 litro. El principal inconveniente del IVF es que depende de la concentración inicial, y por lo tanto diferentes concentraciones, dan índices volumétricos también distintos.

$$IVF = \frac{VF_{30}}{X}$$

*Índice Volumétrico del Fango Diluido (IVFD)*. Corresponde al valor de IVF bajo la condición de que el VF<sub>30</sub> debe estar comprendido entre 150 y 250 ml/l, para lo cual, si es necesario, se diluye el fango (VFD<sub>30</sub>). La principal ventaja de este método es su independencia respecto a la concentración del lodo.

$$IVFD = \frac{VFD_{30}}{X_{dil}}$$

Existen correlaciones para obtener el valor de IVF a partir del IVFD: la más utilizada es la correlación de Merkel (1971), válida para VF<sub>30</sub> entre 250 y 800ml/l

$$IVF = IVFD \left( \frac{VF_{30}}{300} \right)^{0.6}$$

*Índice Volumétrico específico Agitado a 3,5 g/l (IVEA3,5)*. Volumen ocupado por un gramo de fango después de decantar 30 minutos en una probeta estándar, de 100 mm de diámetro y 500 mm de altura, agitada suavemente (1rpm) y partiendo de una concentración inicial de 3,5 g/l. El valor que nos da una buena sedimentabilidad se encuentra en el rango de 65-70 ml/g, dejando una baja concentración de sólidos suspendidos en el sobrenadante.

### 3.4.4. Velocidad de sedimentación zonal.

La velocidad de sedimentación zonal es función de la concentración de sólidos existente inicialmente en la suspensión. Existen varios modelos matemáticos. La mayor parte de los modelos de sedimentación se basan en la teoría de flujo propuesta por Kynch en 1952, cuya

hipótesis fundamental sostiene que la velocidad de caída de una partícula depende únicamente de la concentración local de dichas partículas.

Este modelo asume que todas las partículas tienen la misma forma, tamaño y densidad.

Según la teoría de Kynch el flujo total de sólidos es igual a la suma del flujo debido a la sedimentación y el flujo debido al arrastre de sólidos producidos por los caudales de extracción.

### **Modelo exponencial**

El modelo matemático más aceptado y utilizado es el modelo exponencial de Vesilind (1968) para la sedimentación zonal

$$V_{sed} = V_0 \cdot e^{-nSS}$$

Donde SS es la concentración de sólidos suspendidos. Con este modelo además de obtenerse un buen ajuste, parece ser que se obtiene una curva de flujo de sólidos razonable para concentraciones de sólidos bajas.

### **Modelo potencial**

Junto al exponencial es el más utilizado y su ecuación es la siguiente:

$$V_{sed} = V_0 \cdot SS^{-n}$$

Ridell en 1983 llegó a la conclusión de que este modelo no es válido cuando la concentración de sólidos es menor a 3 kg/m<sup>3</sup>.

### **Otros modelos**

- Richardson et. al.  $V_{sed} = (V_0 - nSS^{-4,65})$
- Cho et. al (1)  $V_{sed} = V_0 \cdot \frac{e^{-nSS}}{SS}$
- Cho et. al (2)  $V_{sed} = \frac{(V_0 - n \cdot SS)^4}{SS}$

La obtención de los parámetros de sedimentación zonal ( $V_0$  y  $n$ ) requiere datos experimentales, aunque se han propuesto diversas correlaciones empíricas para obtenerlos:

MÁSTER EN INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

Referencia	Parámetro utilizado	Nº de datos	Rango estudiado (ml/g)	Correlación con $V_0$ (m/h)	Correlación con $n$ (m <sup>3</sup> /kg)
Härtel & Pöpel (1992)	IVF			$-17.4e^{-0.0113 \cdot IVF} + 3.931$	$1.043 - 0.9834e^{-0.00581 \cdot IVF}$
Daigger & Roper (1985)	IVF	236	36-402	7.8	$0.148 + 0.0021IVF$
Daigger (1995)	IVF	>1500	36-402	6.5	$.165 + 0.001586IVF$
Pitman (1984)	IVF	697	45-360	$10.4 - 0.0148IVF$	$0.29 \cdot e^{0.016 \cdot IVF}$
Wahlberg & Keinath (1988)	IVF	185	48-235	$18.2e^{-0.00602 \cdot IVF}$	$0.351 + 0.00058IVF$
Mines et al. (2001)	IVF		27-236	7.27	$-0.0281 + 0.00229 \cdot IVF$
Wahlberg & Keinath (1988)	$IVFA_{3,5}$	185	35-220	$24.3e^{-0.01073 \cdot IVFA_{3,5}}$	$0.245 + 0.00296 \cdot IVFA_{3,5}$
Wahlberg & Keinath (1988)	$IVFA_{3,5}$	185	35-220	$15.3 - 0.0615IVFA_{3,5}$	$0.426 - 0.0038IVFA_{3,5} + 5.43 \cdot 10^{-5}(IVFA_{3,5})^3$

- Tabla 14. correlaciones empírica entre los parámetros de sedimentación zonal y los parámetros de sedimentabilidad IVF

#### 4. MATERIALES Y MÉTODOS

##### 4.1. Determinación de sólidos suspendidos

Se definen como la fracción de los sólidos totales que quedaría retenida por un filtro de membrana con un tamaño de poro de 1,2 micras.

##### Material necesario

- Equipo de filtración
- Matraz kitasatoS
- Cápsulas de porcelana
- Estufa de secado
- Balanza analítica
- Bomba de vacío
- Filtros de 1,2 micras
- Probeta de 100 ml
- Embudo de vidrio
- Pinzas
- Agua destilada
- Desecador

##### Procedimiento experimental

En primer lugar las cápsulas y los filtros que vayan a emplearse se secan en la estufa a una temperatura de 105 °C, durante un tiempo aproximado de dos horas. Una vez transcurrido este tiempo, se sacan y se enfrían en el desecador. Una vez fríos se pesa primero la cápsula y seguidamente el filtro y se anotan los pesos.

Seguidamente se filtra un volumen determinado de la muestra utilizando para ello un matraz kitasatos, un embudo y el equipo de succión. Una vez filtrada la muestra, se retira el filtro y se coloca sobre la cápsula de porcelana, la cual se coloca de nuevo en la estufa.

Transcurrido un tiempo, se saca la cápsula con el filtro de la estufa, se enfría en el desecador y se pesa de nuevo en una balanza de precisión.

El valor de la concentración de sólidos suspendidos vendrá dado por la siguiente expresión:

$$[SS] = \frac{\text{Peso total(estufa)} - \text{Peso filtro} - \text{Peso Caps}}{\text{Volumen muestra}}$$

##### 4.2. Determinación de la humedad

##### Material necesario

- Estufa de secado
- Desecador
- Balanza analítica
- Cápsulas de porcelana

### **Procedimiento experimental**

Se coloca una cápsula en la estufa de secado ajustada a 105 °C y se mantiene durante al menos 30 min. Tras enfriar en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente, se pesa el recipiente ( $m_a$ ). Dependiendo del contenido en humedad previsto, se pesa en la cápsula una cantidad apropiada de lodo ( $m_b$ ) de forma que la materia seca obtenida tenga un peso de al menos 0,5 g.

Se coloca la cápsula en la estufa ajustada a 105 °C, hasta que el residuo presenta un aspecto de sequedad, generalmente toda la noche. Se deja enfriar en el desecador de nuevo y se vuelve a pesar la cápsula ( $m_c$ ).

El contenido en humedad en tanto por cien vendrá dado por la siguiente expresión:

$$w_w = \frac{(m_b - m_c)}{(m_b - m_a)} \times 100$$

### **4.3. Determinación de las condiciones de operación óptimas (ensayos JAR TEST)**

#### **Material necesario**

- - Probetas de 1 litro
- - Vasos de precipitados de 2 litros
- -Varilla
- -Pipeta de 5 ml
- -Micropipeta
- -Propiteta
- -Cronómetro
- -Equipo de Jar-Test
- -Conductímetro
- -Turbidímetro
- -Equipo de Jar-Test
- - pH-metro
- -Agua residual
- -Hidróxido de cal
- -Hidróxido de sodio
- -Ácido sulfúrico
- -Polielectrolitos
- -Agua destilada

### **Procedimiento experimental**

En primer lugar, se hace necesario extraer una muestra de cada una de las aguas a ensayar con ayuda de varias garrafas. De estas mismas, se medirá un volumen de agua de 1000 ml con ayuda de la probeta para cada uno de los vasos de precipitados que se utilizarán en el ensayo Jar-Test. Siempre se ha de tener en cuenta que la muestra debe ser representativa, por ello

cabe que cada vez que se vaya a extraer agua de la garrafa, se agite para que la muestra sea homogénea.

Una vez se tengan preparados los seis vasos de precipitados con los 1000 ml de muestra, se colocan las paletas de tal forma que quede la misma distancia entre la misma y las paredes y base del recipiente.

Seguidamente se pasa a tomar medida de turbidez, conductividad y pH de cada uno de los recipientes.

Para tomar la medida de turbidez se utiliza el turbidímetro, introduciendo la muestra en la cápsula y a su vez introduciendo ésta en el aparato que directamente muestra el valor de turbidez expresado en unidades NTU.

La medida del pH se toma mediante el pH-metro, introduciendo la sonda previamente limpiada hasta que el valor que aparece en la pantalla se estabilice.

Para el caso de la medida de conductividad también se realiza con otro aparato, el conductímetro, que funciona de igual modo que el pH-metro, introduciendo una sonda y esperando a que el valor en pantalla se estabilice.

Estas medidas se realizarán al inicio del ensayo como ya se ha citado previamente. Durante el proceso de floculación, se tomarán medidas de pH y conductividad, así como también se realizará un análisis cualitativo de forma visual de la formación de flóculos.

Seguidamente se realiza el proceso de precipitación tal y como se lleva a cabo en la empresa. Se añade el reactivo precipitante (cal) y se ajusta el pH de la muestra hasta un valor entre 9,2 y 9,6 utilizando para ello hidróxido sódico. Todo esto se realiza con las paletas girando a una velocidad de 120 rpm.

Una vez inyectado el precipitante, se añade el polielectrolito y se disminuye la velocidad de las paletas, empezando entonces el proceso de floculación.

Tanto el precipitante como el polielectrolito se inyectan en la muestra con ayuda de una micropipeta y procurando que no vierta sobre las paredes del recipiente ni sobre el eje de las paletas, sino que vaya a parar directamente a la muestra.

### ***Gradiente de velocidad y tiempo de floculación***

El proceso de floculación se lleva a cabo a menor velocidad de agitación y durante un mayor tiempo, por lo que será necesario saber cuál es la velocidad y el tiempo óptimo que garantice la formación de un menor volumen de lodo, así como un sobrenadante con la menor turbidez posible.

En primer lugar se hacen girar las paletas a una velocidad equivalente a la que se produce en la depuradora real (34 rpm) y se van retirando los vasos a distintos tiempos (3, 6, 9, 12, 15 y 18 minutos), dejando sedimentar los flóculos formados en el interior de las probetas de 1 litro durante 50 minutos. Una vez transcurrido ese periodo de tiempo se mide el volumen de

fangos formados en cada una de las probetas, así como su turbidez y la concentración de sólidos suspendidos del sobrenadante.

Seguidamente se repite el mismo proceso pero variando la velocidad de agitación por debajo y por encima de la establecida en la planta, hasta encontrar la velocidad y el tiempo de floculación óptimo.

### ***Dosis óptima***

Una vez realizado el proceso de precipitación se añaden distintas dosis de polielectrolito por debajo y por encima de la utilizada en la planta (0,5 ml/l) y se realiza el proceso de floculación. Una vez transcurrido un tiempo de 3 minutos (tiempo de floculación que se utiliza en la depuradora real) se para de agitar y se deja sedimentar la muestra en las probetas de 1 litro durante 50 minutos. Finalmente se mide la turbidez, la concentración de sólidos suspendidos y se anota el volumen que ocupa el lodo en la probeta.

### **4.4. Ensayos de sedimentación**

#### **Material necesario**

- Probetas de 1 litro
- Equipo de agitación
- Varillas de vidrio
- Vaso de precipitados
- Cronómetro

#### **Procedimiento experimental**

Los ensayos de sedimentación se hicieron utilizando probetas de pyrex de 1 litro, a las cuales se añadía lodo a distintas concentraciones. Para obtener distintas concentraciones, se diluye el fango original con sobrenadante procedente del decantador secundario.

Se realizaron el mayor número de puntos posible para determinar la velocidad de sedimentación zonal a distintas concentraciones de sólidos, para poder obtener posteriormente un gráfico con suficientes puntos de velocidades de sedimentación.

Una vez realizadas las diluciones del lodo, se agitan enérgicamente con una varilla de vidrio y se deja sedimentar. Una vez comenzado el ensayo se anota la altura de la interfase entre el fango y el sobrenadante. La parte inicial de la curva se ajusta a una recta, la pendiente de la cual nos da el valor de la velocidad de sedimentación zonal.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. JAR TEST

Con el fin de estudiar y comprender con mayor precisión el proceso de coagulación-floculación-sedimentación se procede a realizar ensayos de laboratorio, más conocidos como “pruebas de jarras” o “jar test”. En los ensayos Jar test se reproduce a escala de laboratorio lo que ocurre en la depuradora a escala real y permite obtener los valores óptimos tanto de dosificación de reactivos como de tiempos y velocidades de agitación. En este caso en concreto, debido a la problemática que existe en la actualidad en la línea de fango de la depuradora, nos centraremos en el estudio de la mezcla lenta (floculación) y su posterior sedimentación. Para ello, observaremos el efecto que tiene el uso de distintos polielectrolitos (aniónicos y catiónicos) en dichos procesos, con el objetivo fundamental de conocer la dosis óptima de polielectrolito que produzca un menor volumen de lodos y a la vez produzca un efluente lo más clarificado posible.

Antes de empezar, se debe conocer con exactitud el funcionamiento de la planta real y poder obtener así las condiciones equivalentes a escala de laboratorio.

Por lo que respecta al precipitante, en la empresa se emplean 10 litros de hidróxido de cal en un volumen de 15 m<sup>3</sup> de agua a tratar. Haciendo una regla de tres con el volumen utilizado en el laboratorio (1 litro) se obtiene la dosis de precipitante a añadir en cada uno de los vasos de precipitado del ensayo Jar Test (0,7 ml). Del mismo modo se calcula la dosis de polielectrolito (8 litros en la planta depuradora) obteniendo un valor de 0,5 ml.

Para obtener la velocidad de agitación lenta que se debe utilizar en el laboratorio, se utilizarán las formulas propuestas por Camp y Stein, y que se basan en la obtención del valor del gradiente de velocidad medio  $G$  (s<sup>-1</sup>).

En primer lugar se obtiene el área de las paletas del agitador utilizado en la empresa. En este caso el agitador cuenta con cuatro paletas de 55 x 8 cm, lo que supone un área total de 0,176 m<sup>2</sup>.

$$A = lado \times altura \times (n^{\circ} \text{ de paletas})$$

$$A = 0,55 \times 0,08 \times (4) = 0,176 \text{ m}^2$$

El siguiente paso es calcular la velocidad relativa paleta-agua ( $v$ ). Para ello se calcula la velocidad de la paleta a partir de las revoluciones por minuto (27 rpm) y se multiplica por un valor entre 0,7 y 0,8. En este caso para estar del lado de la seguridad, multiplicaremos por 0,8.

$$v = 0,8 \times v_{paleta} = 0,8 \times 2\pi r \times \frac{n}{60}$$

$$v = 0,8 \times 2 \times 3,14 \times 0,55 \times \frac{27}{60} = 1,243 \text{ m/s}$$

Una vez obtenido la velocidad y el área de las paletas ya se puede empezar a aplicar las fórmulas de Camp y Stein.

Con los valores anteriores, el coeficiente de arrastre ( $C_D$ ) y la densidad del agua a tratar se calcula la potencia requerida. Para simplificar y facilitar la obtención de los cálculos se ha supuesto una densidad igual a la del agua limpia ( $1000 \text{ kg/m}^3$ ). Respecto al coeficiente de arrastre, según datos bibliográficos, para agitadores con paletas se toma un valor de 1,8.

$$P = \frac{C_D \times A \times \rho \times v^3}{2}$$

$$P = \frac{1,8 \times 0,176 \times 1000 \times (1,243^3)}{2} = 304,5 \text{ W}$$

Finalmente, con la potencia requerida, el volumen del tanque donde se produce la floculación (en  $\text{m}^3$ ) y la viscosidad de la mezcla se obtiene el valor del gradiente de velocidad medio ( $G$ ). Añadir, que al igual que en la densidad, se ha supuesto una viscosidad igual a la del agua limpia ( $0,00107 \text{ N s/m}^2$ ).

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \times V}}$$

$$G = \sqrt{\frac{304,5}{0,00107 \times 15}} = 137,7 \text{ s}^{-1}$$

Una vez obtenido el valor del gradiente de velocidad medio y a partir de las características del Jar Test (volumen del vaso de precipitados) calculamos la potencia requerida por el aparato Jar Test para proporcionar el mismo valor de  $G$  calculado anteriormente.

$$P = G^2 \times \mu \times V$$

$$P = 137,7^2 \times 0,00107 \times 0,001 = 0,020 \text{ W}$$

El siguiente paso es calcular el área de las paletas del Jar Test que en este caso estarán formadas por dos paletas de  $3,75 \times 2,5 \text{ cm}$ . Esto supone un área de  $0,019 \text{ m}^2$ . A partir de esta área y de la potencia calculada anteriormente, se obtiene la velocidad relativa paleta-agua.

$$v = \sqrt[3]{\frac{2 \times P}{C_D \times A \times \rho}}$$

$$v = \sqrt[3]{\frac{2 \times 0,020}{1,8 \times 0,019 \times 1000}} = 0,106 \text{ m/s}$$

Finalmente, se obtiene las revoluciones por minuto a escala de laboratorio que aseguran el mismo gradiente de velocidad medio que el utilizado en la planta.

$$\frac{n}{60} = \frac{v}{0,8 \times 2\pi r}$$

$$n = \frac{0,106}{0,8 \times 2 \times 3,14 \times 0,375} \times 60 = 34 \text{ rpm}$$

A continuación se presenta una tabla resumen con las condiciones de funcionamiento de la EDAR y los valores equivalentes para el ensayo Jar Test.

EDAR	Mezcla rápida	Mezcla lenta	Jar Test	Mezcla rápida	Mezcla lenta
Volumen (l)	15000		Volumen (l)	1	
velocidad (rpm)	37	27	velocidad (rpm)	120	34
tiempo (min)	-	3	tiempo (min)	-	3

EDAR	Precipitante	polielectrolito	Jar Test	Precipitante	polielectrolito
Dosis (l)	10	8	Dosis (ml)	0,7	0,5

Tabla 15. Condiciones de operación de la planta real y del ensayo Jar Test

Por lo que respecta a la velocidad de agitación rápida se ha optado por utilizar en el laboratorio una velocidad de agitación más rápida que la equivalente a la utilizada en la planta. Esto es así, ya que la velocidad de agitación de la mezcla rápida es bastante lenta y puede que no se produzca una mezcla homogénea del agua a tratar y los reactivos. Es más, la experiencia demuestra que es necesaria una intensa mezcla del coagulante con el agua para una floculación eficiente.

Después del proceso de floculación, existe un proceso de sedimentación de los precipitados metálicos que durará 50 minutos.

Una vez caracterizadas las condiciones de operación de la planta y el Jar Test, se procede a estudiar el efecto de las distintas variables sobre la floculación y posterior sedimentación. El proceso de coagulación se realizará tal cual se realiza en la planta y solo se modificará el proceso de mezcla lenta o floculación.

- Parámetros constantes: dosis de precipitante, pH y velocidad de mezcla rápida.
- Parámetros variables:
  - Físicos: tiempo de mezcla lenta y gradiente de velocidad medio.
  - Químicos: dosis y tipo de polielectrolito.

Con el objetivo de obtener unos resultados concluyentes y poder tomar medidas acertadas se realizarán varios ensayos durante varios meses (del 27 de Marzo hasta el 25 de Mayo). Esto es así, ya que el agua residual estudiada es de una naturaleza muy cambiante, y dependiendo de los procesos productivos que funcionen, día de la semana, incidentes que pueda haber, etc, tendremos un tipo de agua u otro.

A continuación se muestra una tabla con las características del agua de entrada de cada uno de los ensayos realizados, donde se puede observar las distintas características de cada una de las muestras.

Características del agua de entrada												
Ensayos	27-mar	3-abr	10-abr	17-abr	24-abr	4-may	5-may	8-may	15-may	18-may	22-may	25-may
Ph	7,01	6,4	7,25	6,95	4,6	5,8	6,44	6,62	6,56	6,45	7,15	
conductividad (µs/cm)	4000	3290	3340	2870	3120	3930	3640	4020	4310	3040	4730	

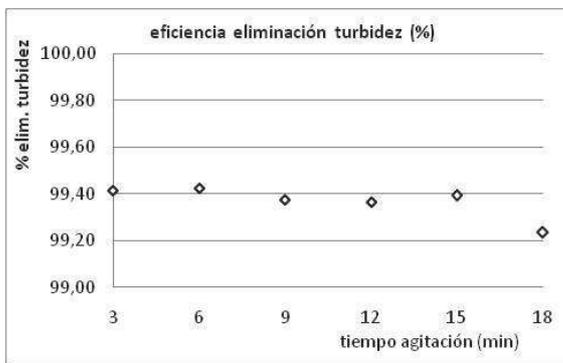
Tabla 16. Ph y conductividad de las distintas muestras de agua ensayadas.

Tanto las condiciones de operación de cada ensayo como los resultados numéricos de estos se pueden encontrar y consultar en el ANEXO I

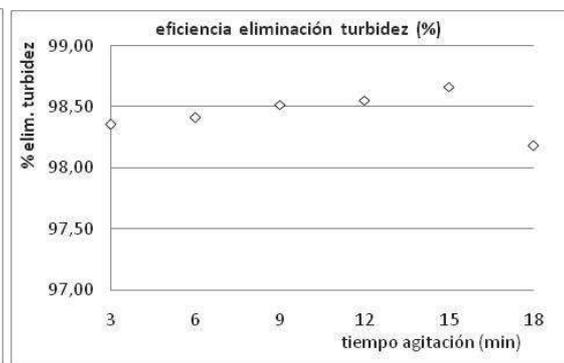
**5.1.1. Tiempo de mezcla lenta (T)**

En primer lugar se estudia el efecto que tiene el tiempo de floculación sobre la eficacia en la eliminación de turbidez, sólidos suspendidos y en el volumen de lodo generado. Después de revisar la bibliografía, queda claro que el tiempo de mezcla lenta utilizado en la planta depuradora (3 minutos) es muy pequeño. Por ello, vamos a aumentar el tiempo de agitación y mantener constantes el resto de parámetros.

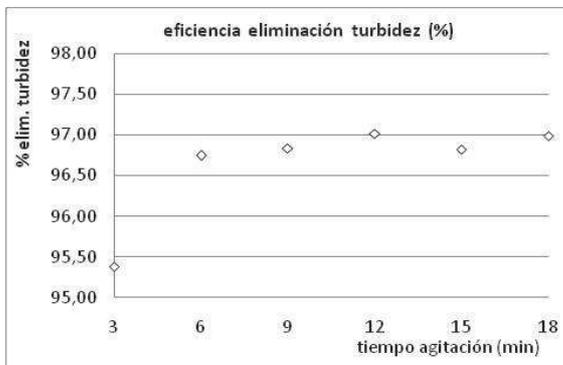
Eliminación de turbidez



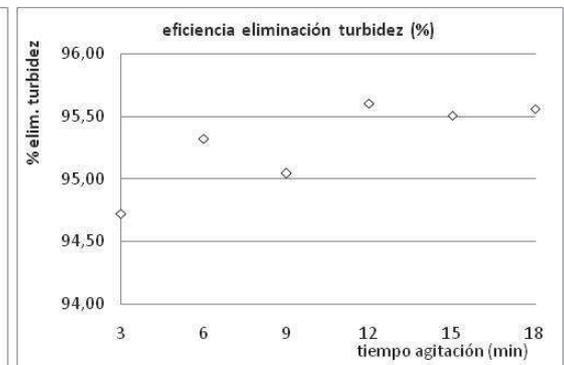
Ensayo 1



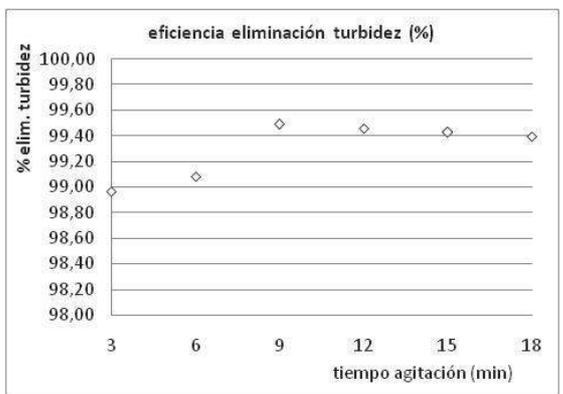
Ensayo 2



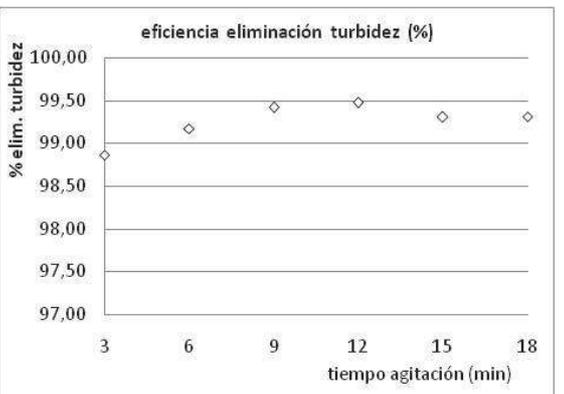
Ensayo 3



Ensayo 4



Ensayo 5



Ensayo 6

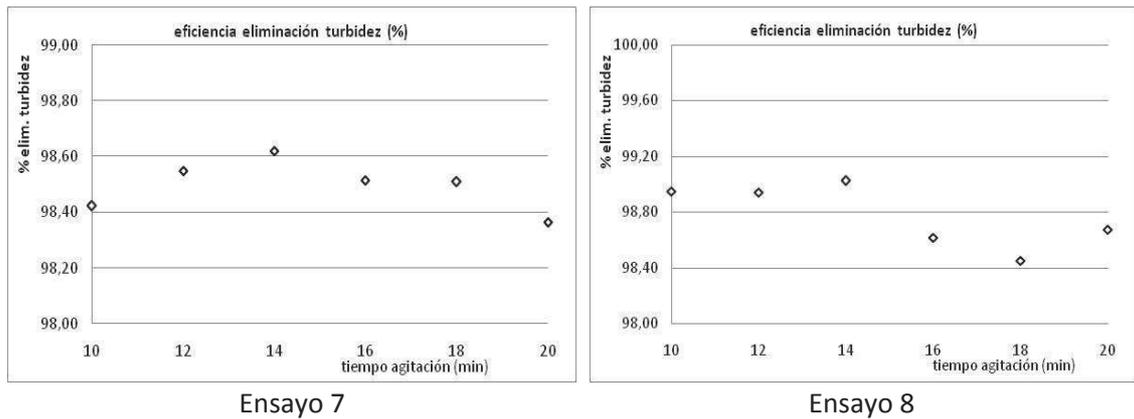


Gráfico 3. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función del tiempo de mezcla lenta

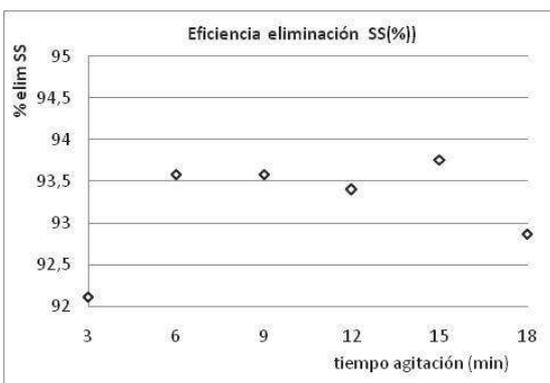
En el **ensayo 1** el intervalo de estudio fue desde los 3 minutos hasta los 18 minutos y se observa como la máxima remoción de turbidez se produce para un tiempo de agitación de 6 minutos. Para tiempos mayores la eliminación disminuye ligeramente, aunque se puede afirmar que se produce una eliminación bastante similar en todos los casos (alrededor de 99,4%), por lo que aumentar el tiempo de agitación no ha tenido un efecto significativo en la remoción de turbidez.

En el **ensayo 2** sí que se observa una tendencia más clara en la eficiencia de eliminación de turbidez obteniéndose el valor máximo para un tiempo de 15 minutos. Lo mismo ocurre en los **ensayos 3 y 4** en los cuales un pequeño aumento del tiempo de floculación, respecto al establecido en la planta, produce ya un aumento bastante significativo en la eliminación de turbidez. En el caso en particular del ensayo 3, por ejemplo, se obtiene una eficiencia de 95,38% para un tiempo de 3 minutos y de 96,75% si se aumenta el tiempo de agitación a 6 minutos. De todos modos, en ambos casos se obtiene un resultado óptimo para un tiempo de mezcla lenta de unos 12 minutos.

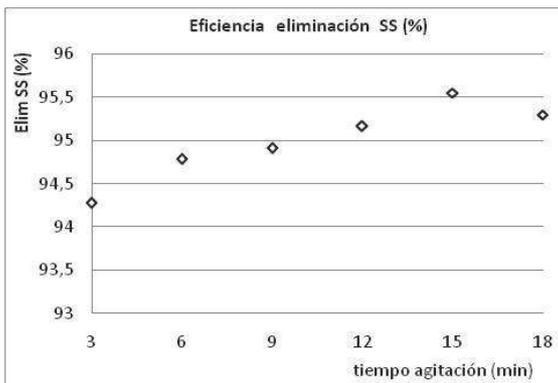
Tanto en el **ensayo 5** como en el **6** la eficiencia de eliminación de turbidez alcanza un valor aproximado del 99,5%. Este valor óptimo se produce para un tiempo de 9 minutos en el primer ensayo y 12 minutos en el segundo. Al igual que en los dos casos anteriores se observa claramente que para tiempos menores a 6 minutos la eficiencia se reduce significativamente.

En los **ensayos 7 y 8** el intervalo de estudio fue desde los 10 minutos hasta los 20 minutos. El objetivo era acotar la zona óptima en la cual se produce una máxima eliminación de turbidez, ya que en los ensayos realizados anteriormente el tiempo óptimo obtenido fue de unos 12-15 minutos. En los dos casos se obtiene que para un tiempo de 14 minutos la eficiencia es máxima y un aumento del tiempo no provoca una mejoría, sino todo lo contrario.

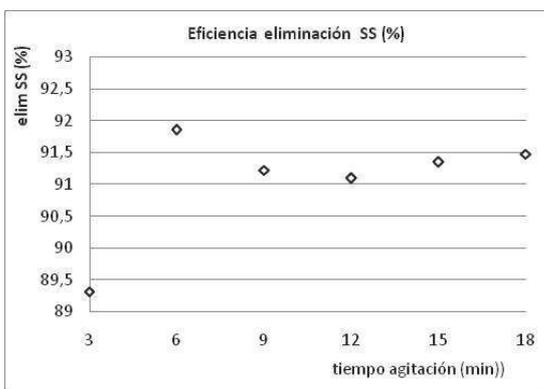
Eliminación de sólidos suspendidos



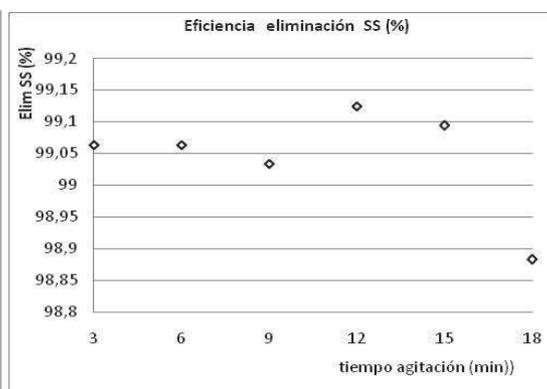
Ensayo 2



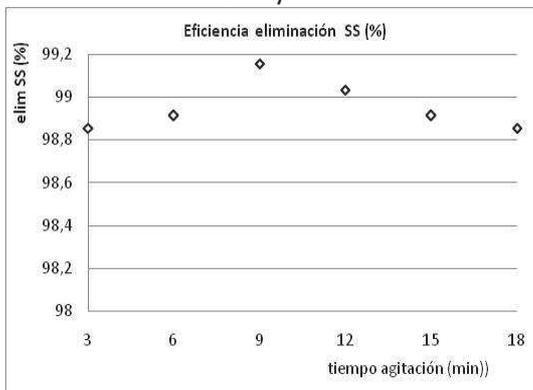
Ensayo 3



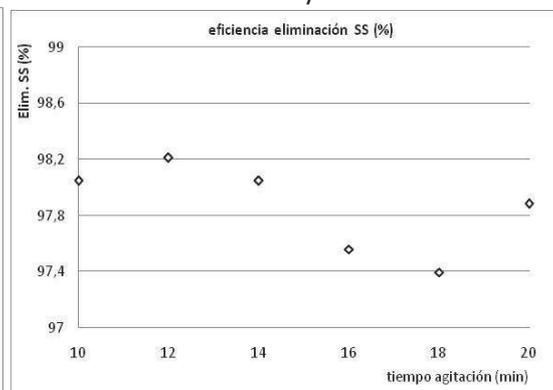
Ensayo 4



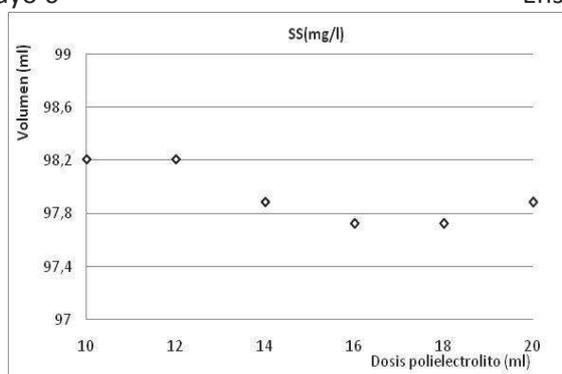
Ensayo 5



Ensayo 6



Ensayo 7



Ensayo 8

Gráfico 4. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función del tiempo de mezcla lenta

Al igual que antes, un tiempo de mezcla de 3 minutos resulta insuficiente y produce una mayor salida de sólidos suspendidos hacia procesos posteriores.

Tanto en el **ensayo 2** como en el **ensayo 4**, el comportamiento es bastante similar. Para un tiempo de 3 minutos, que es el que se utiliza en la planta, la eficiencia en la eliminación de sólidos es de 92,1 % y 89,3% respectivamente y un aumento de tan solo de 3 minutos aumenta la eficiencia hasta valores de unos 93,5% y 91,5%. Este porcentaje de eliminación se mantiene más o menos constante para tiempos de agitación superiores.

En el **ensayo 3** sí que se aprecia más claramente como la eficiencia aumenta con el tiempo hasta un valor óptimo de 95,4% para un tiempo de 15 minutos.

En el **ensayo 5**, la eliminación de sólidos suspendidos es bastante similar para el intervalo de tiempo de 3 a los 15 minutos (alrededor de 99,1%), aunque si se que se puede apreciar una ligera mayor eficiencia para un tiempo de 12 minutos (99,12%). En el caso del **ensayo 6**, el tiempo al que se produce una mayor remoción de sólidos es 9 minutos, pasando de una eficiencia del 98,8 % a los 3 minutos a alcanzar una valor óptimo de 99,2%.

Finalmente, en los **ensayos 7 y 8** se estrecha el intervalo de tiempo ensayado a intervalos de 2 minutos para tiempos de agitación desde los 10 minutos hasta los 20 minutos. En ambos casos la mayor eliminación de sólidos (98,2%) se produce para un tiempo de 12 minutos. A tiempos superiores, la eficiencia disminuye notablemente.

Añadir que respecto a la eliminación de sólidos suspendidos, se observa que ésta sigue una tendencia bastante similar a la de la eliminación de turbidez visto en el apartado anterior, por lo que se puede afirmar que existe una relación entre ambas. No obstante en todos los casos la eficiencia remocional de sólidos es inferior a la de la turbidez, por lo que no toda la turbidez es provocada por la presencia de sólidos suspendidos en el agua.

A continuación se presenta un par de ejemplos donde queda demostrada dicha relación.

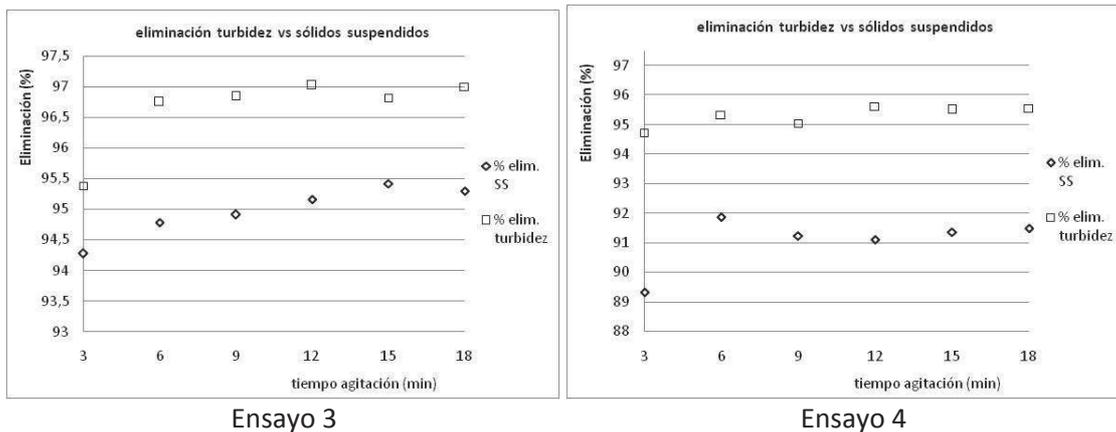
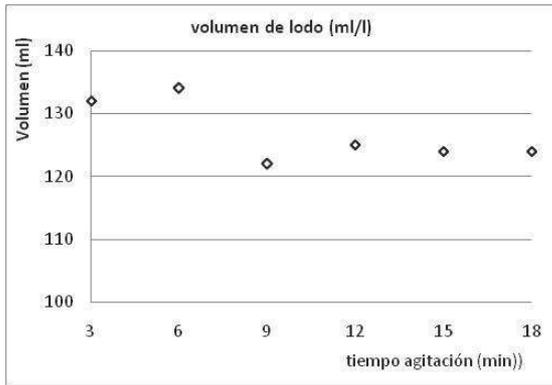
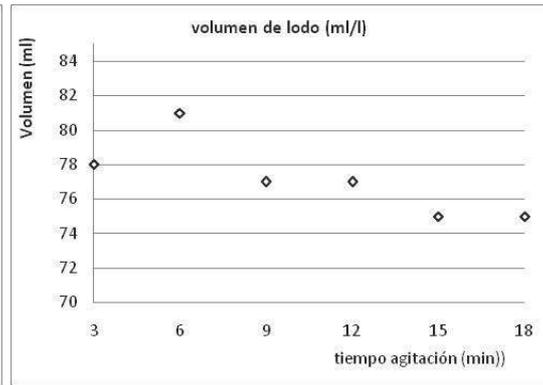


Gráfico 5. Comparativa en la eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos y turbidez en función del tiempo de mezcla lenta (Ensayo 3 y 4)

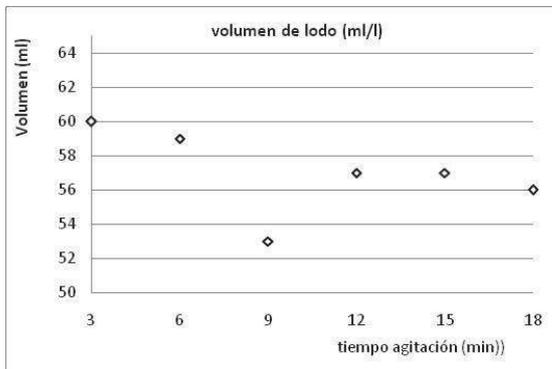
Volumen de lodo



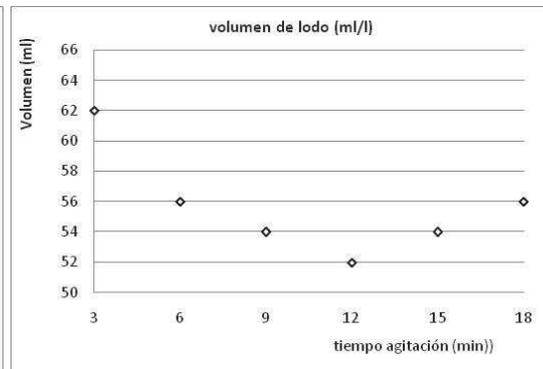
Ensayo 1



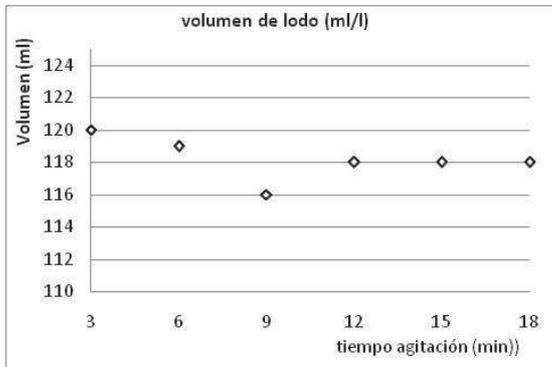
Ensayo 2



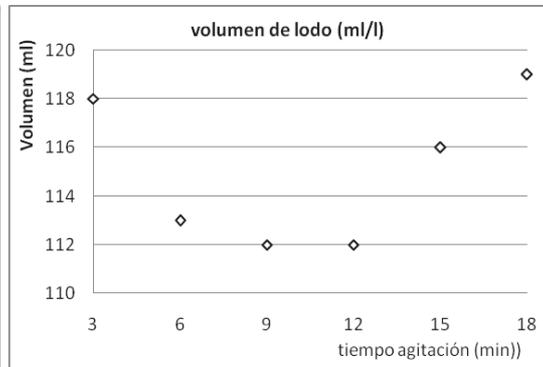
Ensayo 3



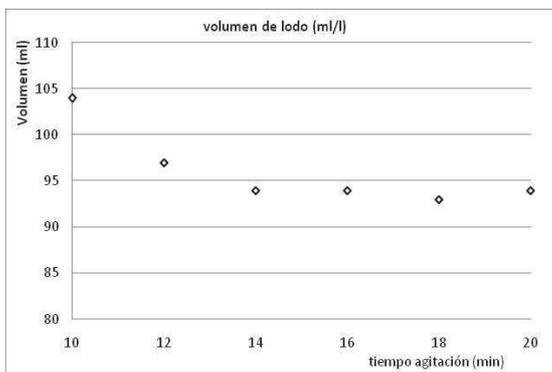
Ensayo 4



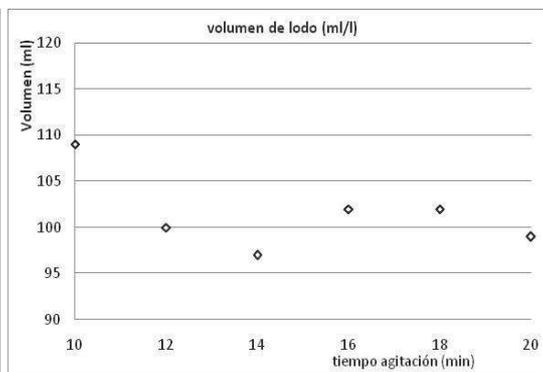
Ensayo 5



Ensayo 6



Ensayo 7



Ensayo 8

Gráfico 6. Volumen de lodo generado en función del tiempo de mezcla lenta

En todos los ensayos se puede ver como aumentando el tiempo de mezcla lenta el volumen de lodo generado disminuye.

En el **ensayo 1** observamos que desde los 9 hasta los 18 minutos, el volumen desciende notablemente, obteniéndose un menor valor para un tiempo óptimo de 9 minutos (122 ml). Tiempos inferiores suponen un tiempo insuficiente para la formación de flóculos consistentes y por lo tanto producen un volumen de lodo mayor (132 y 134 ml). Lo mismo ocurre en el **ensayo 3 y 5**, en los cuales un tiempo de agitación de 3 minutos (tiempo utilizado en la planta) produce un volumen de 60 ml y 120 ml respectivamente, mientras que si se aumenta hasta los 9 minutos se alcanza un volumen óptimo de 53 ml y 116 ml.

En el **ensayo 2** el volumen de lodo producido sigue una tendencia descendente con el tiempo de agitación, obteniéndose un menor valor para tiempos entre 15 y 18 minutos (75 ml). Sin embargo, en los **ensayos 4 y 6**, la tendencia es la misma exceptuando que para tiempos elevados el volumen vuelve a subir ligeramente, probablemente debido a la posible ruptura de algunos flóculos y la formación por tanto de un manto menos compacto. El tiempo óptimo en el ensayo 4 es de 12 minutos, produciéndose una reducción de 10 ml respecto al lodo generado a los 3 minutos. Respecto al ensayo 6, el tiempo óptimo es de 9 minutos y la reducción del volumen de lodo respecto al tiempo utilizado en la planta es de 6 ml.

En los **ensayos 7 y 8** el tiempo de floculación estudiado fue de los 10 a los 20 minutos y se puede observar como con un tiempo de 14 minutos se alcanza el volumen de lodo óptimo. En el caso del ensayo 5, el volumen se mantiene casi constante a tiempos superiores a 14 minutos, mientras que en el ensayo 6 se produce un ligero aumento.

5.1.2. Gradiente de velocidad (G)

El gradiente de velocidad medio es un parámetro relacionado con la velocidad y el área del agitador, así como con la viscosidad del agua y el volumen del reactor donde se va a llevar a cabo la coagulación-floculación. Un aumento en el gradiente de la velocidad va a provocar un aumento en la tasa de colisiones entre partículas, por lo que va a ser un parámetro fundamental a la hora de controlar el proceso de floculación.

Velocidades demasiado pequeñas pueden dar lugar a un insuficiente contacto entre partículas, mientras que velocidades demasiado grandes, pueden provocar la ruptura de los flóculos formados.

Por todo esto, se pretende observar el efecto que va a tener el aumento o el descenso del gradiente de velocidad en la eliminación de turbidez, sólidos suspendidos y el volumen de lodo generado.

El gradiente de velocidad utilizado en la planta depuradora es de unos  $138 \text{ s}^{-1}$ , por lo que en el laboratorio, dicho parámetro será controlado a través de las revoluciones por minuto con las que giran los agitadores.

Eliminación de turbidez

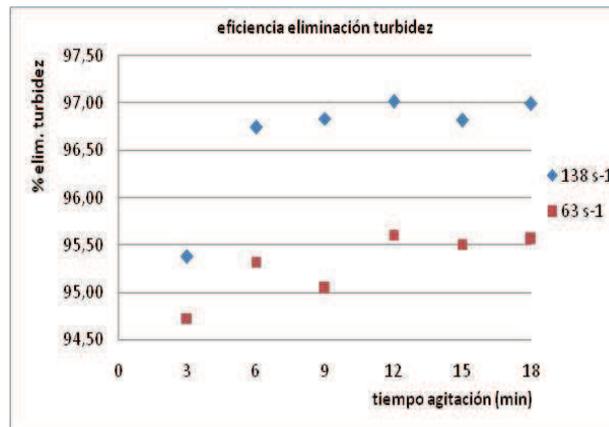


Gráfico 7. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 1)

En primer lugar se estudia el efecto de una reducción en el gradiente de velocidad sobre la turbidez del agua. El objetivo es ver si la velocidad utilizada en la planta es demasiado alta, de forma que se pueda producir la ruptura de los flóculos. Sin embargo, viendo los resultados se observa que un gradiente de  $63 \text{ s}^{-1}$  resulta insuficiente para que se produzca un contacto eficiente entre partículas y por lo tanto la turbidez residual del agua será mayor.

En ambos casos la máxima eficiencia se produce para un tiempo de 12 minutos, aunque con un gradiente de velocidad medio mayor la eliminación es superior. A  $138 \text{ s}^{-1}$  se produce una eliminación de un 97%, mientras que a  $63 \text{ s}^{-1}$  la eficiencia es prácticamente del 95,5%.

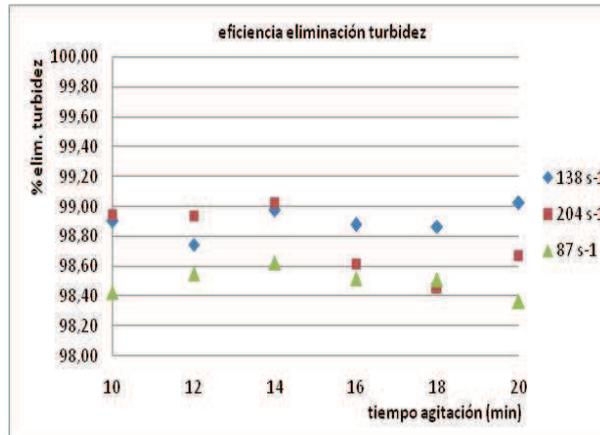


Gráfico 8. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 2)

Una vez visto que una disminución notable en la velocidad no implica una mejor floculación, vamos a estudiar el efecto que tiene sobre la turbidez si aumentamos y disminuimos el gradiente de velocidad de forma menos acusada.

Para un gradiente de 87 s<sup>-1</sup> se sigue observando el mismo comportamiento que antes, con una eficiencia en la eliminación de turbidez menor a la que se produce a mayores velocidades de mezcla. Tanto a 87 s<sup>-1</sup>, como a 138 s<sup>-1</sup> y 204 s<sup>-1</sup> el tiempo en el que se produce la mayor eliminación es de 14 minutos. La diferencia es que a 87 s<sup>-1</sup> la eficiencia es de 98,6%, mientras que en las dos restantes es eficiencia es del 99%.

A velocidades superiores a la utilizada en la planta se observa un comportamiento bastante similar hasta un tiempo de 14 minutos. A tiempos mayores, se produce un empeoramiento en la remoción de turbidez. Esto puede ser debido a que a mayores velocidades de agitación, el tiempo necesario para que se aglutinen las partículas disminuye y llega un momento en el que por más que se aumente el tiempo, la formación de flóculos lejos de mejorar puede empeorar y producirse la rotura de estos.

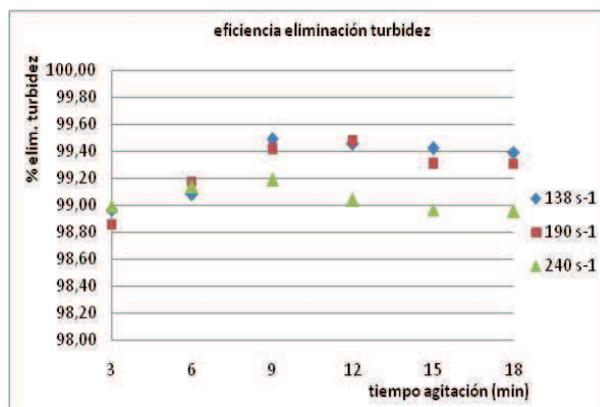


Gráfico 9. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 3)

En último lugar se aumenta el valor del gradiente de velocidad a 190 s<sup>-1</sup> y 240 s<sup>-1</sup>. En el primer caso (190 s<sup>-1</sup>) el comportamiento es prácticamente idéntico al observado a velocidades iguales

a las de la planta y se alcanza un resultado óptimo a los 12 minutos (99,5% aprox). Si se sigue aumentando el gradiente de velocidad medio ( $240 \text{ s}^{-1}$ ) el resultado empeora sobretodo a mayores tiempos de agitación. En este último caso el resultado óptimo se consigue a los 9 minutos (99,2%).

Eliminación de sólidos suspendidos

El efecto que tiene variar el gradiente de velocidad medio sobre la eliminación de sólidos suspendidos es prácticamente igual al de la turbidez.

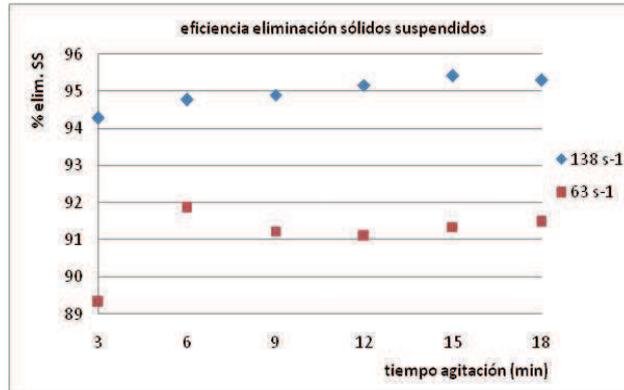


Gráfico 10. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 1)

Al igual que en el caso de la turbidez, una reducción del gradiente de velocidad medio no supone una mejoría en la eficiencia de eliminación de sólidos suspendidos. Mientras que a velocidades de  $138 \text{ s}^{-1}$  la eficiencia máxima ronda el 95,5%, a  $63 \text{ s}^{-1}$  la eficiencia alcanza un valor aproximado de 91%

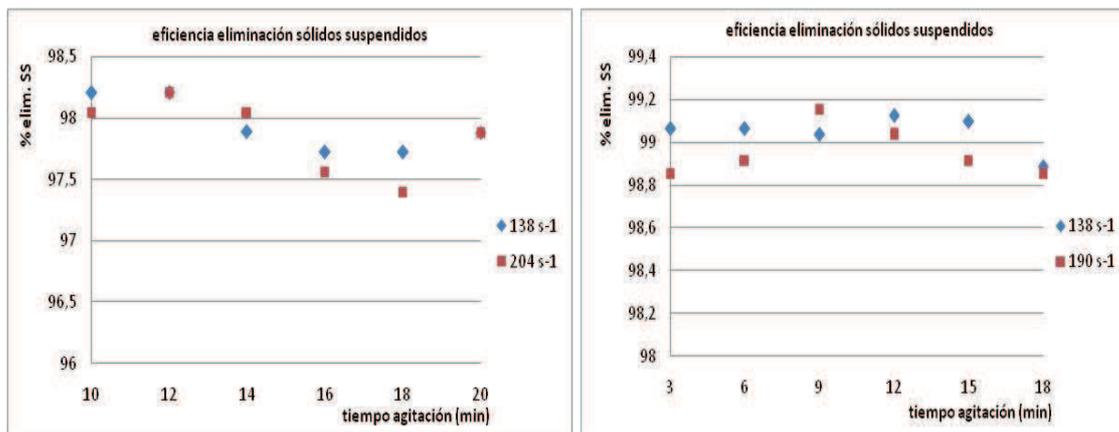


Gráfico 11. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 2 y 3)

Para velocidades superiores a la establecida en la planta, la eliminación de sólidos es prácticamente similar. Por lo tanto parece ser que un aumento en la velocidad no influye significativamente en la eficiencia de eliminación de sólidos suspendidos.

Volumen de lodo

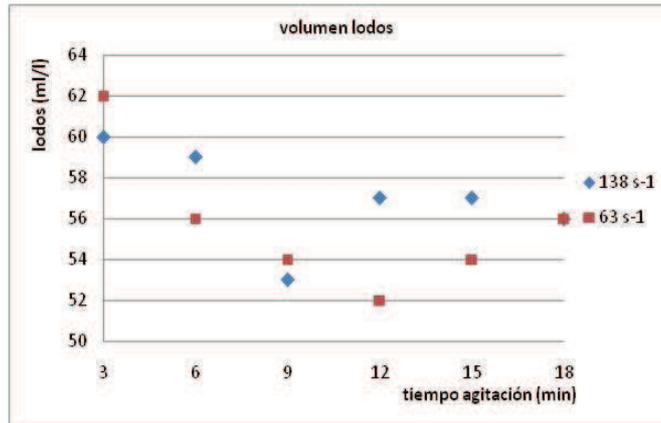


Gráfico 12. Volumen de lodo generado en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 1)

Disminuyendo el gradiente de velocidad medio parece observarse un ligero descenso en el volumen de lodo generado, sobretodo para un tiempo de 12 minutos donde se producen 52 ml a una velocidad de  $63 \text{ s}^{-1}$  y 57 ml a  $138 \text{ s}^{-1}$ . No obstante se observa que ambos valores son muy próximos, por lo que no se puede concluir categóricamente que una disminución de la velocidad produzca un menor volumen de lodo.

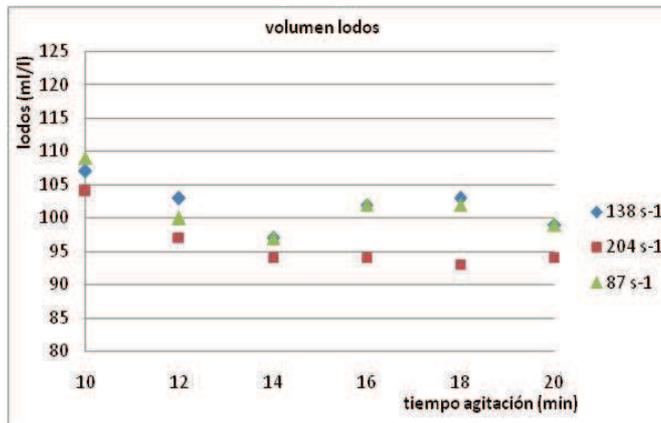


Gráfico 13. Volumen de lodo generado en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 2)

En el segundo ensayo se estudia el efecto que tiene si se varía por arriba y por debajo el valor de la G. En este caso se observa claramente como el volumen de lodo generado a una velocidad de  $87 \text{ s}^{-1}$  es igual al producido a una velocidad de  $138 \text{ s}^{-1}$  (velocidad de la planta real). Sin embargo, sí que se observa como a mayores velocidades ( $204 \text{ s}^{-1}$ ) el volumen de lodo disminuye, sobretodo a tiempos altos. Aun así tampoco acaba de verse de manera clara que un aumento del valor de la G provoque una disminución en el volumen de lodo generado.

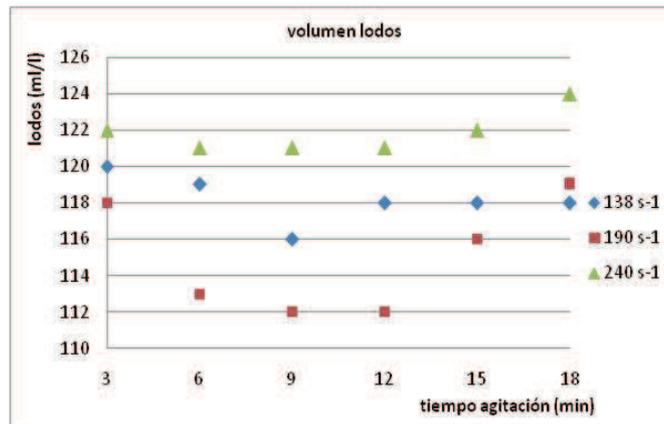


Gráfico 14. Volumen de lodo generado en función del valor de G y el tiempo de floculación (Ensayo 3)

Finalmente, en el último ensayo se vuelve a aumentar la velocidad de agitación respecto a la utilizada en la planta, con tal de verificar la hipótesis de que un aumento del valor de la G produce una menor cantidad de lodos.

Así se puede observar como efectivamente aumentando el valor de la G de  $138 \text{ s}^{-1}$  a  $190 \text{ s}^{-1}$  se produce una reducción del volumen de lodo de unos 6 ml para un tiempo de 12 minutos. No obstante también se puede ver como aumentar mucho el valor del gradiente de velocidad medio ( $240 \text{ s}^{-1}$ ) produce el efecto contrario, ya que a velocidades excesivamente altas las fuerzas de cizallamiento pueden romper los flóculos en partículas menores.

#### Conclusiones sobre el tiempo de mezcla lenta y el gradiente de velocidad medio

Se puede concluir por tanto, que al aumentar el tiempo de mezcla lenta se favorece el contacto entre los precipitados y la formación de mayor número de flóculos, que al sedimentar producirán un descenso en la turbidez remanente del sobrenadante.

A velocidades de mezcla constantes, un mayor tiempo de floculación favorece una mejor aglutinación de los flóculos, hasta llegar a un tiempo máximo en el que los flóculos ya no pueden aglutinarse más y se puede incluso producir la ruptura de éstos, con el consiguiente aumento de los sólidos suspendidos en el agua clarificada.

A medida que se aumenta el gradiente de velocidad del agitador (G), se requiere un menor tiempo de contacto (T), por lo que el producto del gradiente de velocidad por el tiempo de floculación ( $GT = \text{numero de Camp}$ ) definirá un parámetro muy a tener en cuenta a la hora de estudiar el proceso de floculación.

En nuestro caso en concreto se observan mejorías, tanto en la eliminación de turbidez como en la formación de lodo, para un tiempo de floculación de unos 10 minutos y un gradiente de velocidad medio de  $190 \text{ s}^{-1}$ .

**5.1.3. Dosis de polielectrolito**

Una vez estudiado dos parámetros físicos como son el tiempo de mezcla lenta y el gradiente de velocidad medio, se procede a estudiar el efecto del uso de distintos polielectrolitos y distintas dosis sobre el volumen de lodos generados y la turbidez del agua clarificada.

Los polielectrolitos son macromoléculas de cadena larga, solubles en agua y que presentan carga eléctrica. La misión principal de éstos es favorecer el proceso de floculación, reuniendo las partículas individuales en aglomerados y aumentando la calidad del flóculo (flóculo más pesado y voluminoso).

En este proyecto se estudiará el efecto de cuatro polielectrolitos distintos, siendo el primero de ellos el utilizado actualmente en la planta depuradora.

**5.1.3.1. Polielectrolito aniónico 1**

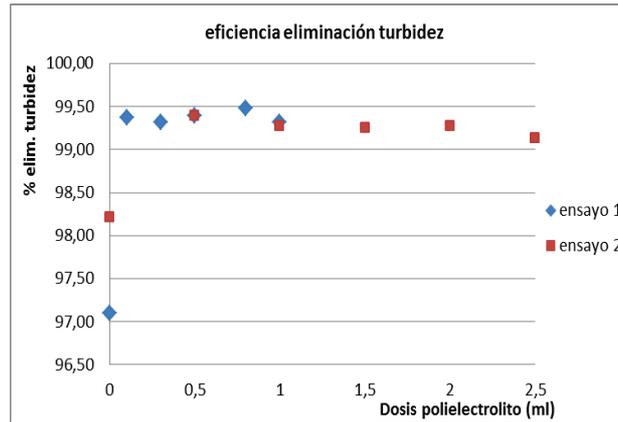
El polielectrolito OMEGA AP-2210 es un polielectrolito aniónico en emulsión de peso molecular medio y una densidad de carga baja. En la planta de tratamiento de efluentes galvánicos, este se emplea en una concentración al 0,2%, es decir, diluyendo 2 mililitros del producto comercial en 1 litro de agua y se dosifica unos 0,5 ml del polielectrolito preparado por cada litro de agua residual a tratar. Entre sus características más importantes destacamos:

<b>Tipo</b>	Aniónico
<b>Forma</b>	Líquido
<b>Carga</b>	32% densidad de carga
<b>Peso molecular</b>	Medio
<b>Aspecto</b>	Blanco opaco
<b>Olor</b>	Característico hidrocarburo
<b>Viscosidad</b>	Solución 0,5% - 500 cps (20°C)
<b>Densidad</b>	0,981 g/cc

Tabla 17. Características del polielectrolito aniónico 1

Eliminación de turbidez

A partir de la dosificación utilizada en la planta (0,5 ml por litro de agua tratada) se estudió el comportamiento del polielectrolito para dosis menores y mayores, manteniendo constantes los demás parámetros de operación (dosis de precipitante, tiempo de agitación, pH, velocidad de agitación...).



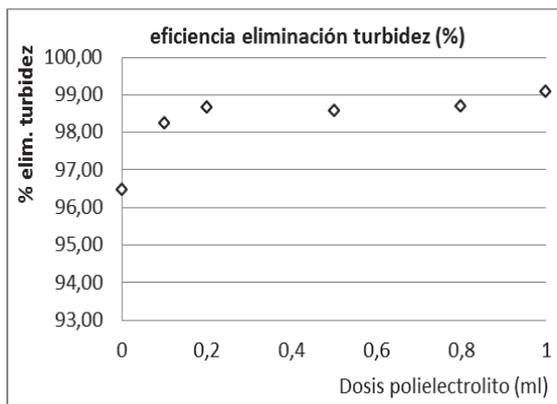
Ensayo 27/03/2012

Gráfico 15. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (Ensayo 27/03/2012)

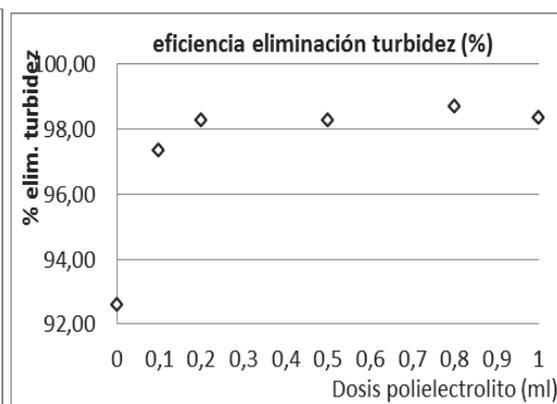
En el primer ensayo el intervalo de dosis fue desde 0 a 1 ml y se observa que con pequeñas dosis ya se produce una remoción elevada (>99%) incrementándose con la dosis hasta una dosis óptima de 0,8 ml (99,51%). En el segundo ensayo el intervalo seleccionado es mayor llegando hasta dosis de 2,5 ml, con el objetivo de observar si un aumento importante de la dosis implica una mayor eliminación de turbidez. Se aprecia como 0,5 ml es la dosis óptima (eliminación del 99,4%) y a partir de aquí un aumento de la dosis no implica mayor remoción de turbidez sino todo lo contrario debido probablemente a la sobredosisificación.

Tal y como se ha visto en el ejemplo anterior un exceso de dosis no implica una mayor eliminación de turbidez, por lo que en los siguientes ensayos se ha optado por estudiar la eficiencia en la eliminación de turbidez en un rango de 0 a 1 ml.

A continuación se presentan algunos de los resultados obtenidos en los distintos ensayos.



Ensayo 10/04/2012



Ensayo 17/04/2012

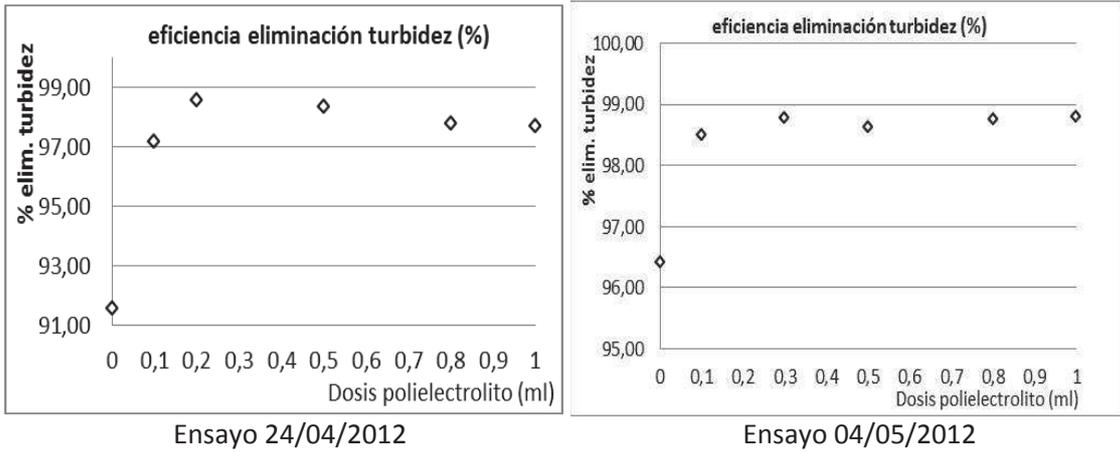


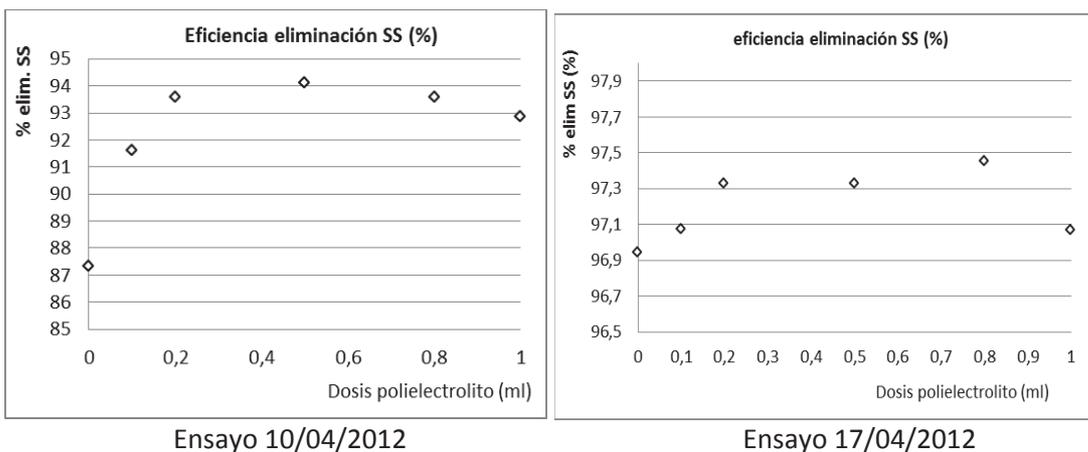
Gráfico 16. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (resto de ensayos)

El comportamiento descrito es muy similar en todos los casos. Se puede observar que a pequeñas dosis ya se produce una notable mejoría en la eficiencia en la eliminación de turbidez, aunque es a dosis un poco superiores cuando se da el resultado más óptimo. Lo que parece quedar bastante claro es que a partir de una dosis de 0,2 ml la eliminación de turbidez es muy buena y se mantiene más o menos constante para dosis mayores. En general la eficiencia óptima obtenida es del 98-99% en todos los ensayos.

Eliminación de sólidos suspendidos

Respecto a la eliminación de sólidos suspendidos, se observa que el comportamiento descrito es muy similar al de la eliminación turbidez, aunque el porcentaje de eliminación es ligeramente inferior.

A continuación se muestran algunos ejemplos donde se aprecia claramente el comportamiento anteriormente mencionado.



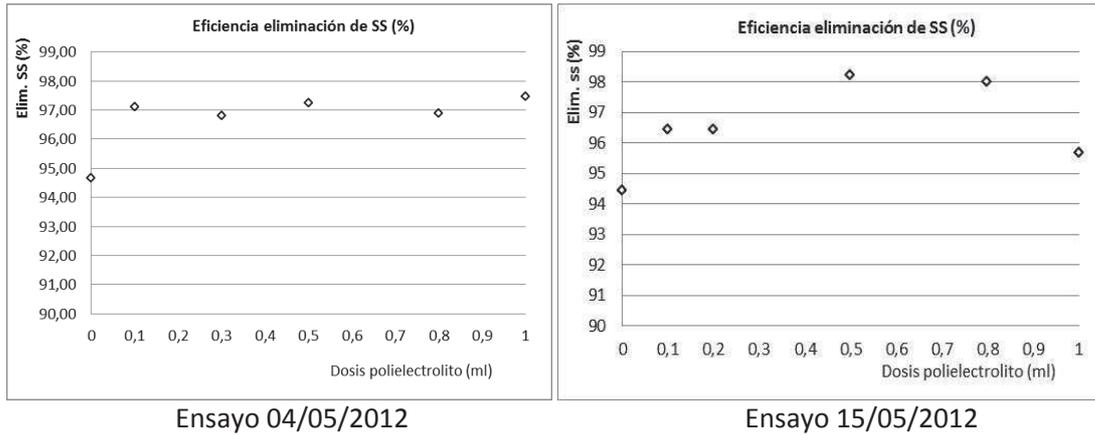


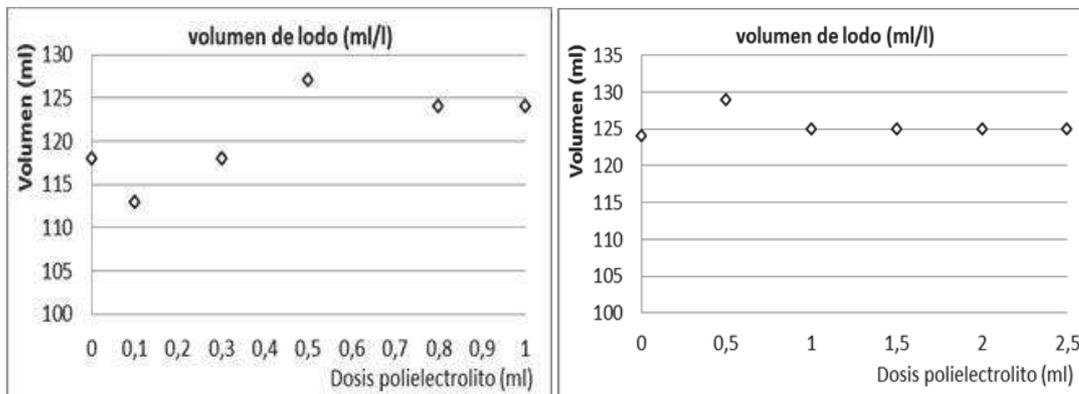
Gráfico 17. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1

En el ensayo del día 10/04/2012 para una dosis de unos 0,2 ml se obtiene un 93-94% de eliminación de sólidos suspendidos, lo que supone una concentración de sólidos a la salida de 11-12 mg/l. En el ensayo del día 10/04/2012 se alcanza un 97,3% y una concentración a la salida de 7 mg/l, al igual que el día 04/05/2012, en el cual se produce un rendimiento óptimo de un 97% y una salida de unos 8-9 mg/l de sólidos suspendidos. El día 15/05/2012 se experimentó la máxima eliminación de sólidos llegando alcanzarse porcentajes de eliminación superiores al 98% y una concentración de 5 mg/l a dosis de 0,5 ml. De todos modos, en todos los ensayos la concentración de sólidos suspendidos residual es muy baja ya sea a dosis de 0,5 ml (la utilizada en la planta) o 0,2 ml (dosis óptima en la eliminación de turbidez), por lo tanto se puede considerar que se produce una eliminación de sólidos eficiente.

Volumen de lodo

Al igual que con la turbidez se partió de la dosis utilizada en la planta (0,5 ml) y se estudió el comportamiento para dosis mayores y menores.

En primer lugar se busca el rango de dosis óptimo y por ello se realizan dos ensayos, uno con dosis de 0 a 1 ml y el otro con dosis superiores (de 0 a 2,5 ml). El objetivo de estos ensayos es ver si el polielectrolito está demasiado diluido.



Ensayos 27/03/2012  
Gráfico 18. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (Ensayo 27/03/2012)

Se observa que con una dosis óptima de 0,1 ml el volumen es de 110 ml/l y un aumento de la dosis no implica una reducción de éste, sino todo lo contrario, hasta que a partir de dosis iguales o superiores a 0,5 ml el volumen se mantiene más o menos constante (125 ml/l). Incluso el volumen generado sin añadir polielectrolito es inferior al producido con altas dosis (118 ml/l). Esto puede deberse a la formación de flóculos grandes que hace que el lodo sedimentado sea más esponjoso, con más agua entre ellos y por tanto produciendo un mayor volumen.

Queda claro que una mayor dosis no implica una reducción del volumen de lodo generado, por lo que estudiaremos la dosis óptima dentro del intervalo de 0 a 1 ml.

Debido a la diversidad del agua residual a tratar no siempre se obtienen los mismos resultados. De todos los ensayos realizados se observa claramente dos tendencias respecto al volumen de lodo que se genera.

A continuación se muestran dos ejemplos que nos permite observar dichas tendencias

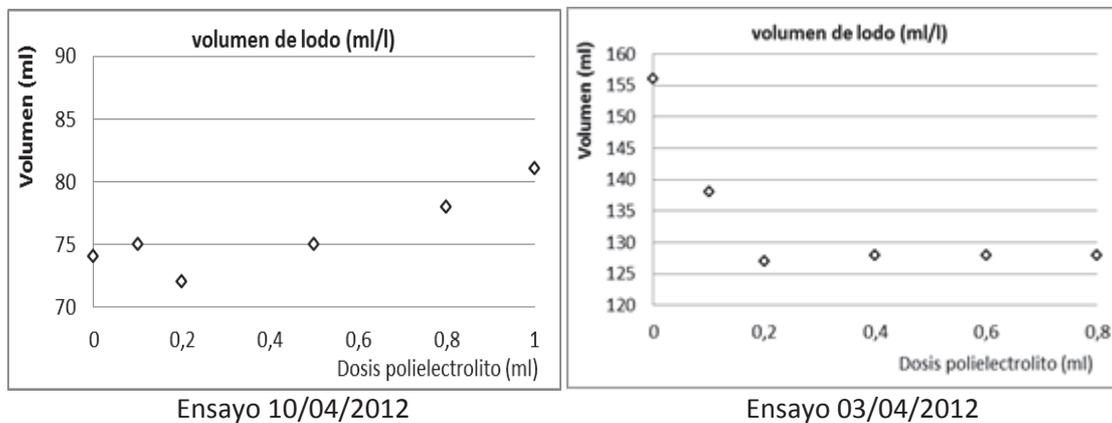


Gráfico 19. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (Ensayos 10/04/2012 y 03/04/2012)

El volumen de lodos alcanza su mínimo a dosis pequeñas, en ambos casos a dosis de 0,2 ml. En el ensayo del 03/04/2012, a dosis superiores de polielectrolito no se observa un aumento significativo en el volumen de lodos generados, manteniéndose bastante constante (128 ml/l). Sin embargo en el ensayo del 10/04/2012 sí que se ve claramente que a mayores dosis el volumen de lodo aumenta, debido probablemente a que se forma un flóculo más esponjoso. Se observa como el volumen de la muestra a la que no se añade polielectrolito es superior al resto, y se reduce hasta un valor más o menos constante en el ensayo 03/04/2012, mientras que en el del día 10/04/2012, el volumen generado sin añadir polielectrolito es casi similar al volumen alcanzado con una dosis óptima. Estas diferencias de comportamiento se podrían explicar fundamentalmente por la diferencia en la naturaleza del agua residual tratada.

En general, a pesar de la diferencia en la naturaleza del agua, se observa en la mayoría de los casos un comportamiento muy similar al del ensayo 10/04/2012. Seguidamente se muestra algunos ejemplos más con dicho comportamiento.

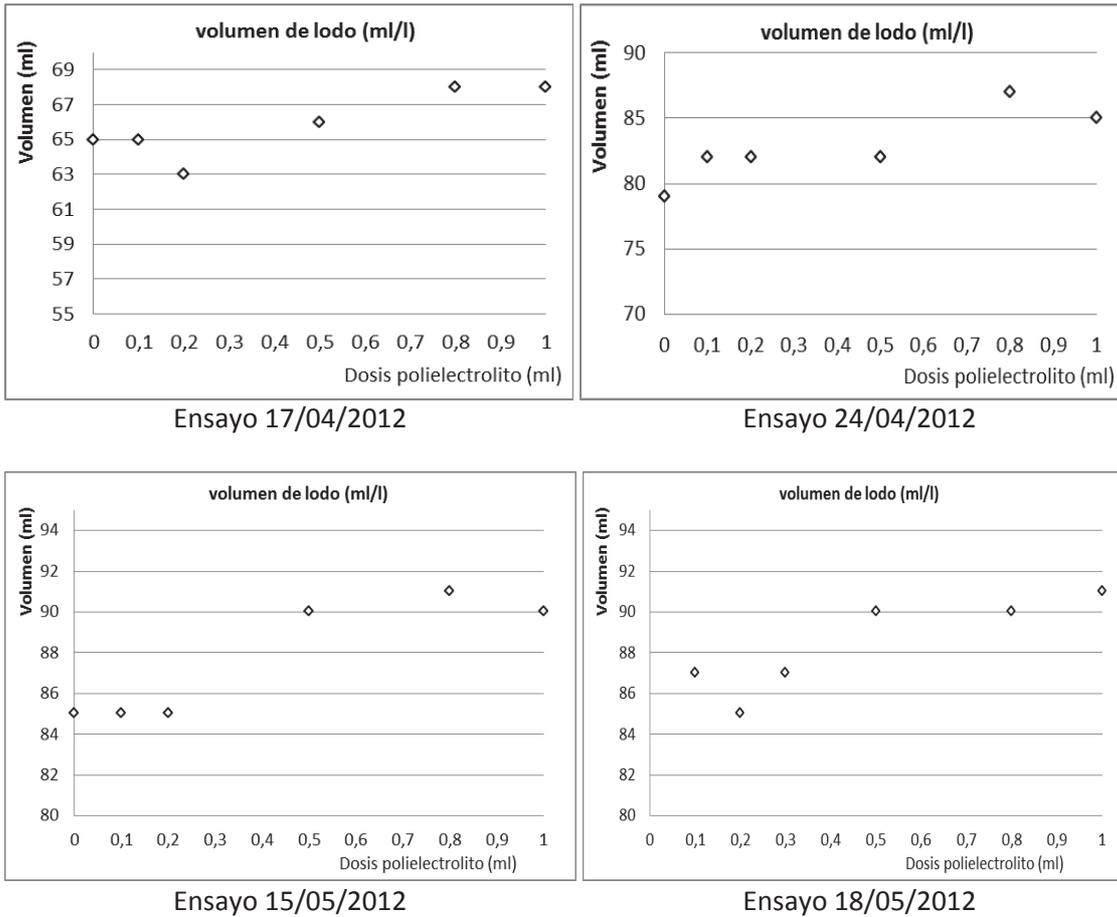


Gráfico 20. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 1 (resto de ensayos)

En todos los casos se observa como para dosis más altas (0,5 ml o superiores) el volumen de lodos que se genera es mayor que a dosis bajas. En los ensayos 17/04/2012 y 18/05/2012 se genera un menor volumen para una dosis de polielectrolito de 0,2 ml (63 y 85 ml/l respectivamente) incrementándose con la dosis hasta llegar a unos volúmenes de lodo de 68 y 91 ml/l para dosis de 1 ml. En el caso de los ensayos 24/04/2012 y 15/05/2012 el comportamiento es prácticamente idéntico con la única diferencia de que el volumen óptimo se obtiene ya sin añadir polielectrolito.

Queda claro para todos los casos, que un aumento en la dosis implica un lodo más esponjoso y por lo tanto un mayor volumen de lodo. Por otro lado, para dosis bajas (0,2 ml o menos) se obtiene un volumen menor, por lo que consideraremos la dosis de 0,2 ml como la dosis óptima.

### 5.1.3.2. Polielectrolito aniónico 2

El siguiente polielectrolito estudiado fue un polielectrolito aniónico conocido como SIFLOC 120 de peso molecular alto y densidad de carga baja. Al igual que en el polielectrolito estudiado anteriormente, este se diluyó con agua a una concentración del 0,2%.

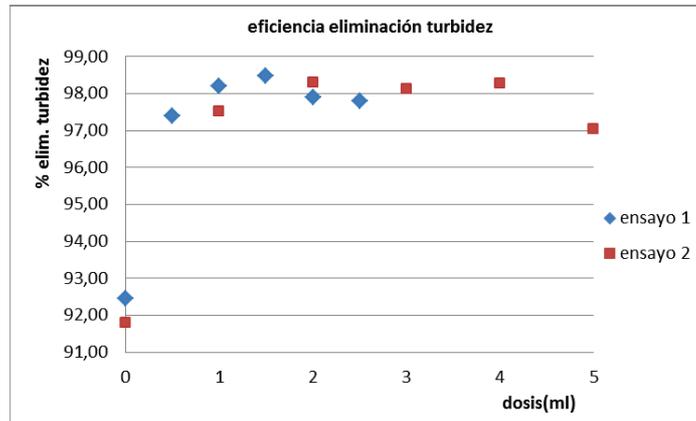
Entre sus características más importantes se puede destacar:

<b>Tipo</b>	Aniónico
<b>Forma</b>	Líquido viscoso
<b>Carga</b>	Baja
<b>Peso molecular</b>	Alto
<b>Aspecto</b>	Lechoso
<b>Olor</b>	Alifático
<b>Viscosidad</b>	1200 @5 g/l
<b>Densidad</b>	1,03 gr/l
<b>Contenido en materia activa</b>	29%

Tabla 18. Características del polielectrolito aniónico 2

Eliminación de turbidez

En primer lugar se busca el rango de dosis óptimo en el cual se produce una mayor eliminación de turbidez. Para ello, en primer lugar se opta por añadir grandes dosis (hasta 5 ml por litro de agua tratada) con el objetivo de ver que el polielectrolito no esté demasiado diluido.



Ensayos 24/04/2012

Gráfico 21. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (Ensayo 24/04/2012)

Respecto a la turbidez, no se observa con excesiva claridad el rango óptimo, aunque se puede vislumbrar una ligera mejoría para dosis entre 1,5 y 2 ml. En el primer ensayo se obtiene un rendimiento del 98,47% para una dosis de 1,5 ml, mientras que en el ensayo 2, el rendimiento óptimo es de 98,31% para una dosis de 2 ml. Lo que sí que parece quedar claro es que para dosis muy grandes (5ml), el rendimiento baja debido probablemente a la sobredosisificación.

El siguiente paso fue acotar la zona de estudio hasta dosis de 1 y 1,5 ml con el fin de observar el comportamiento para dosis más bajas.

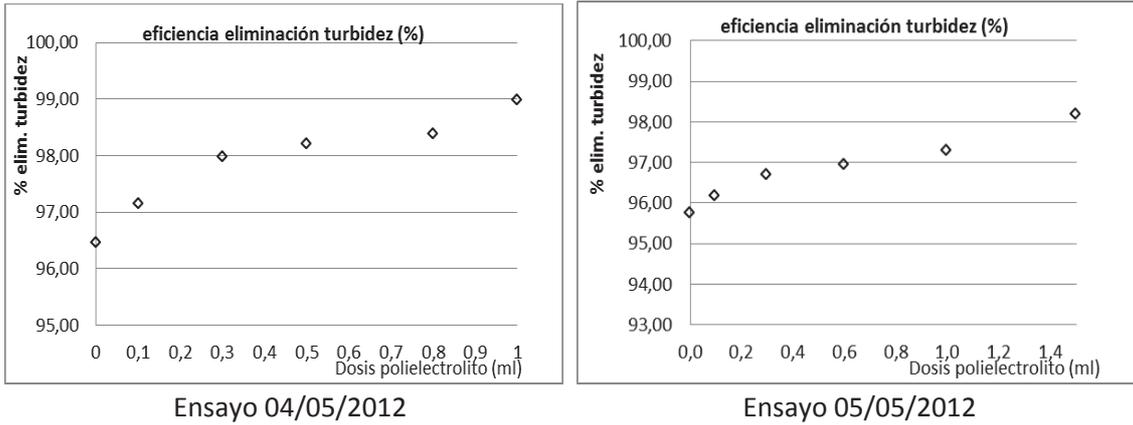


Gráfico 22. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (resto de ensayos)

En ambos casos se observa la misma tendencia alcanzándose el máximo rendimiento para la mayor de las dosis. En el ensayo del 04/05/2012 para una dosis de 1 ml ya se alcanza el 99% de rendimiento, mientras que en el ensayo 05/05/2012 el rendimiento para dosis de 1ml es ligeramente superior al 97%.

No obstante, a diferencia del polielectrolito anterior, el cual con pequeñas dosis ya se alcanzaba un rendimiento cercano al óptimo, éste sigue una tendencia menos acusada y se llega al óptimo a dosis mayores (entre 1 y 1,5 ml). Esto significa, que probablemente el polielectrolito se encuentre demasiado diluido y tenga que ser concentrado.

Eliminación de sólidos suspendidos

Al igual que pasa con la turbidez, la eliminación de sólidos sigue una tendencia creciente hasta alcanzar su máximo en dosis altas (1 y 1,5 ml respectivamente).

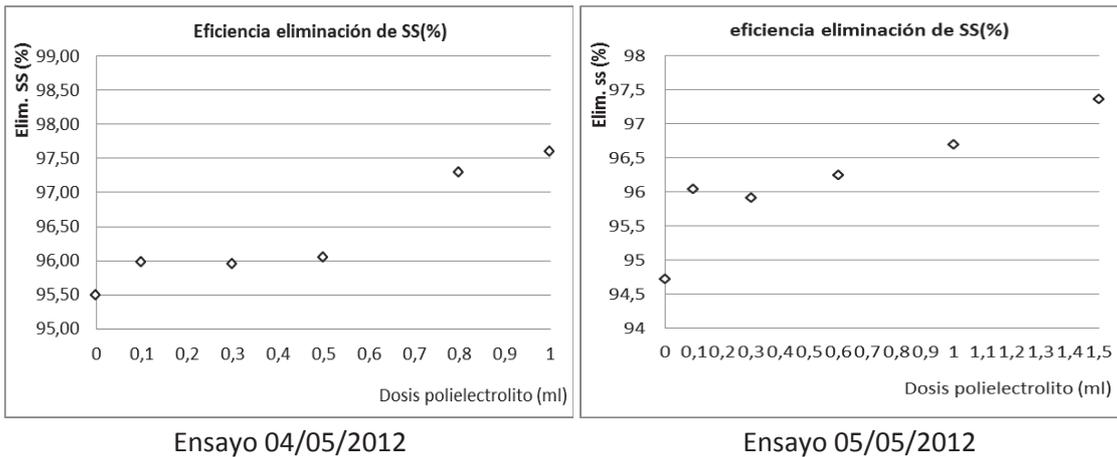


Gráfico 23. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (Ensayo 24/04/2012)

La principal diferencia entre la eficiencia en la eliminación de turbidez y la de sólidos suspendidos es que el rendimiento en el primer caso es ligeramente superior al del segundo, por lo que no toda la turbidez está provocada por la presencia de sólidos suspendidos.

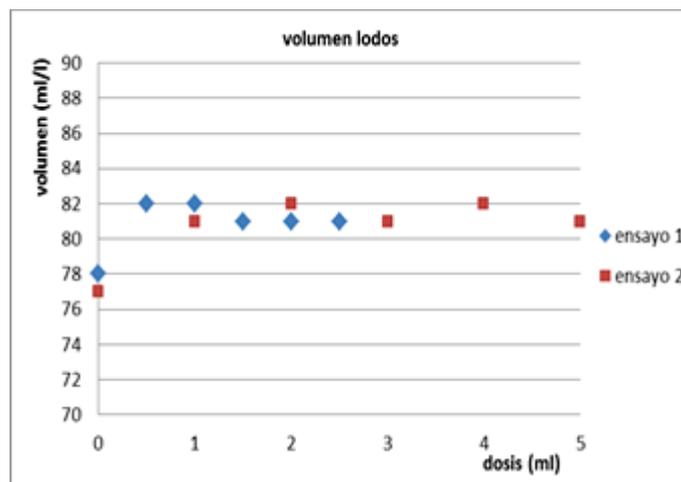
En el ensayo del día 04/05/2012 la mínima eficiencia en la remoción de sólidos se produce cuando no se añade polielectrolito con un valor del 95,5% y la máxima se alcanza a dosis de 1 ml (97,6%). En el caso de la turbidez el rendimiento va desde 96,5% hasta casi el 99%.

En el ensayo del día 05/05/2012 la eficiencia en la eliminación de sólidos va desde el 94,7 % (dosis de 0 ml) hasta el 97,4 % (dosis de 1,5 ml), mientras que el rendimiento en la eliminación de turbidez va desde el 95,7% hasta el 98,2 %.

A pesar de las diferencias, en ambos casos para una dosis de 1 ml por litro de agua tratada, la concentración de sólidos suspendidos en el efluente es de unos 8 – 11 mg/l, por lo que se produce una eficiente eliminación de sólidos.

Volumen de lodo

Al igual que se hizo en la turbidez, en primer lugar se busca el rango de dosis óptimo en el cual se produce un menor volumen de lodo. Para ello, se añaden grandes dosis (hasta 5 ml por litro de agua tratada) con el objetivo de ver que el polielectrolito no esté demasiado diluido.



Ensayos 24/04/2012

Gráfico 24. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (Ensayo 24/04/2012)

Se observa claramente que el mejor resultado se da en ambos ensayos cuando no se añade polielectrolito (78 y 77 ml/l). A partir de los 0,5 ml el volumen de lodo que se genera se incrementa hasta los 81-82 ml/l manteniéndose prácticamente constante hasta dosis de 5 ml. Se puede deducir, por tanto, que el óptimo se encontrará entre 0 y 0,5 ml.

En los siguientes ensayos se acota el rango de dosis y se estudian dosis desde los 0 ml hasta 1 y 1,5 ml.

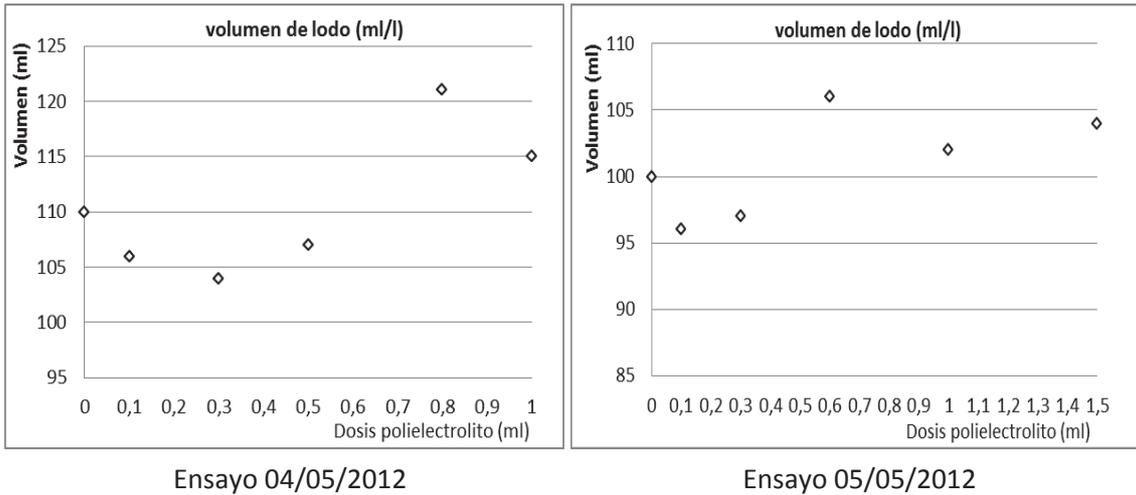


Gráfico 25. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito aniónico 2 (resto de ensayos)

En ambos casos se observa el mismo comportamiento, obteniéndose el óptimo para dosis bajas e incrementándose el volumen a partir de 0,6 ml. En el ensayo del día 04/05/2012 el menor volumen de lodo (104 ml/l) se obtiene para una dosis de 0,3 ml, mientras que en el ensayo del día 05/05/2012 el óptimo ya se obtiene para una dosis de 0,1 ml, aunque el valor obtenido es casi idéntico al obtenido con una dosis de 0,3 ml (96 ml/l).

### 5.1.3.3. Comparativa polielectrolitos aniónicos

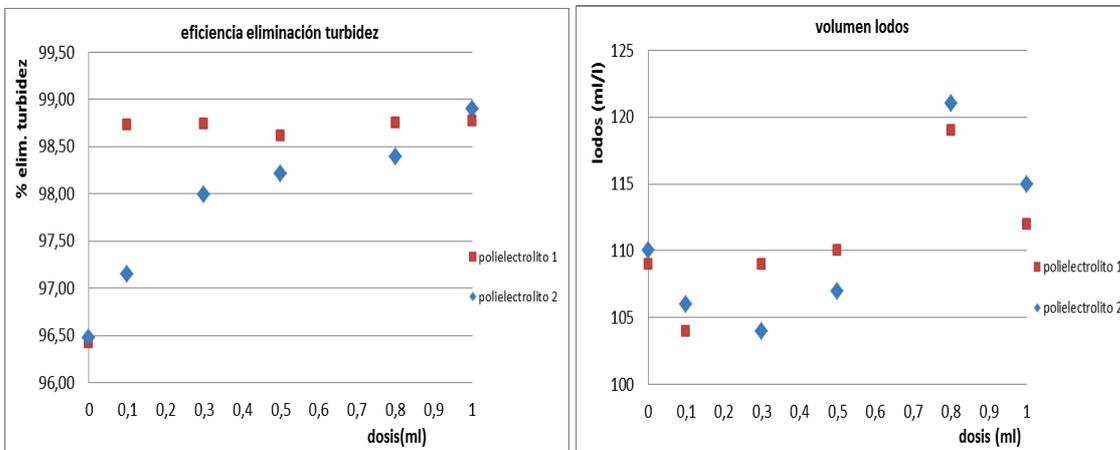


Gráfico 26. Eficiencia en la eliminación de turbidez y volumen de lodo generado con el uso de polielectrolitos aniónicos

Respecto a la eliminación de turbidez se observa claramente como con una dosis de 0,1 ml/l del polielectrolito 1 ya se alcanza prácticamente el mismo rendimiento que el obtenido con una dosis de 1 ml del polielectrolito 2. Es decir con una dosis 10 veces menor se obtiene un resultado muy similar.

Respecto al volumen de lodos generados se observa un comportamiento bastante similar, alcanzándose el mismo volumen óptimo para ambos polielectrolitos (104 ml/l). No obstante existe una pequeña diferencia y es que el menor volumen se da en el polielectrolito 1 a dosis

de 0,1 ml/l, mientras que en el polielectrolito 2 se alcanza con dosis un poco superiores (0,3 ml/l).

Queda claro que para el polielectrolito 1 la dosis óptima en este ensayo tanto para la eliminación de turbidez como para el volumen de lodo generado es de 0,1 ml/l, mientras que para el polielectrolito 2 encontramos una dosis óptima para el volumen de lodo generado (0,3 ml/l) y otra para la eliminación de turbidez (1 ml/l). Con tal de facilitar la valoración económica de ambos, supondremos como dosis óptima la menor, es decir, la de 0,3 ml/l, aunque respecto al rendimiento en la eliminación de turbidez (98%) queda por debajo del rendimiento obtenido con el primer polielectrolito (98,7%).

### Valoración económica

#### **Polielectrolito aniónico 1**

Aunque la dosis óptima obtenida en este último ensayo sea de 0,1 ml, supondremos como dosis óptima la obtenida en la mayoría de los ensayos del estudio del polielectrolito 1 (apartado 3.1). Esta dosis es de 0,2 ml por litro de agua tratada.

Si sabemos que cada día se tratan unos 272000 litros, la dosis óptima de polielectrolito utilizada será de 54,4 litros/día.

*Dosis óptima = 0,2 ml de poli/litro de agua tratada x 272000 litros de agua tratada/día = 54,4 litros de poli/día*

De estos 54,4 litros sabemos que tan solo 0,2% es polielectrolito y el resto es agua, por lo que la cantidad de polielectrolito utilizado cada día será de 0,109 litros.

*Volumen de polielectrolito comercial = 54,4 litros/día x 0,2/100 = 0,109 litros /día*

Además sabemos que el precio del polielectrolito es de 6,25 euros/litro.

*Precio = 6,25 euros/litro x 0,109 litros/día = **0,68 euros/día***

#### **Polielectrolito aniónico 2**

Tras los estudios realizados anteriormente, se obtiene una dosis óptima de unos 0,3 ml/l, aunque el rendimiento en la eliminación de turbidez se queda bajo comparado con dosis superiores (1 ml).

*Dosis óptima = 0,3 ml de poli/litro de agua tratada x 272000 litros de agua tratada/día = 81,6 litros de poli/día*

Al igual que el polielectrolito 1, éste se encuentra diluido al 0,2 %, por lo que el volumen de producto comercial utilizado será de 0,163 litros.

*Volumen de polielectrolito comercial = 81,6 litros/día x 0,2/100 = 0,163 litros /día*

El precio del polielectrolito es de 4,82 euros/litro.

*Precio = 4,82 euros/litro x 0,163 litros/día = **0,79 euros/día***

Después de realizar la valoración económica, se puede concluir que el polielectrolito aniónico 1 no solo será más eficiente a la hora de eliminar turbidez, sino que también resulta más económico, por lo que queda descartado el uso del polielectrolito aniónico 2.

**5.1.3.4. Polieléctrolito catiónico 1**

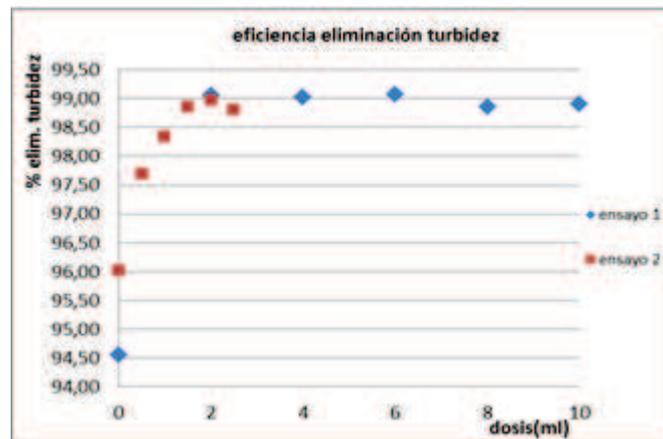
Una vez estudiados los polielectrolitos aniónicos, se procede a observar el comportamiento de polielectrolitos con carga iónica opuesta. Para ello en primer lugar se estudia un polielectrolito catiónico de alto peso molecular y alta densidad de carga llamado ECOPOL. Al igual que el resto, éste será diluído al 0,2% y entre sus características se puede destacar:

<b>Tipo</b>	catiónico
<b>Forma</b>	Líquido opaco
<b>Carga</b>	Alta
<b>Peso molecular</b>	Alto
<b>Aspecto</b>	Blanquecino
<b>Viscosidad</b>	8 cp/mPa·seg

Tabla 19. Características del polielectrolito catiónico 1

Eliminación de turbidez

Al igual que se ha hecho en todos los polielectrolitos, el primer paso es encontrar el rango de dosis para el cual el rendimiento es máximo. Como no sabemos la pureza del polielectrolito y por lo tanto si estará excesivamente diluído, realizaremos un par de ensayos añadiendo dosis altas (hasta 10 ml/l).

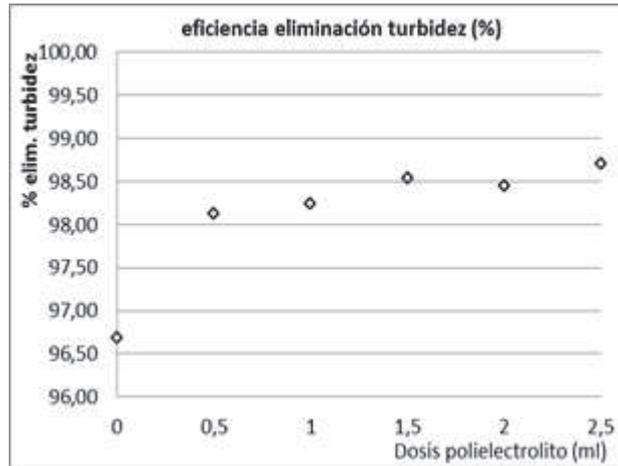


Ensayos 15/05/2012

Gráfico 27. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1 (Ensayo 15/05/2012)

Se observa como el máximo rendimiento se alcanza para una dosis de 2 ml/l (aproximadamente el 99%) y un aumento en la dosificación no implica una mejoría, sino que se mantiene más o menos constante alrededor de este rendimiento óptimo.

El siguiente ensayo ya se realizó sabiendo que el rango de dosificaciones óptimo era de 0 a 2,5 ml.



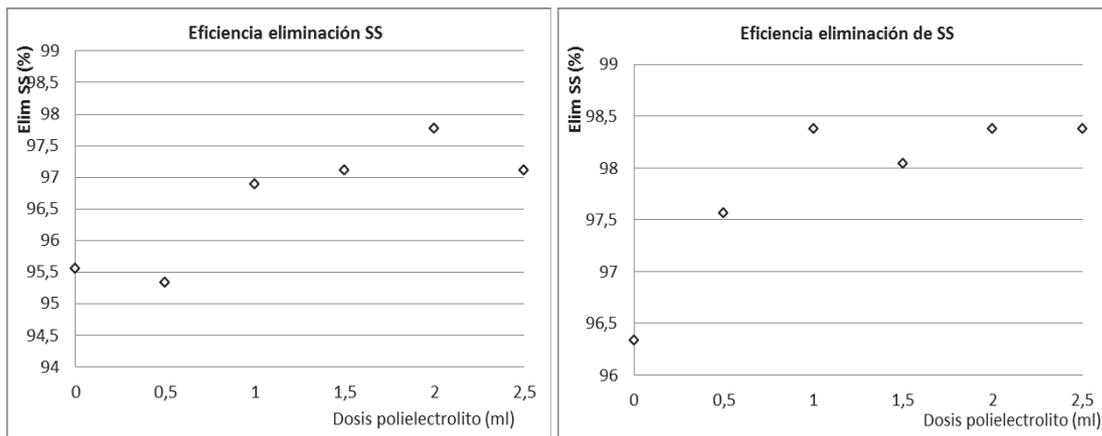
Ensayo 22/05/2012

Gráfico 28. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1 (Ensayo 22/05/2012)

En este caso el óptimo se obtiene para una dosis de 2,5 ml, aunque a partir de 1,5 ml ya se obtiene un buen rendimiento (98,5%). Al igual que en el caso de los polielectrolitos aniónicos para una dosis óptima se obtiene una eficiencia en la eliminación de turbidez de entre el 98 y el 99%. Por lo tanto se puede considerar la dosis de 2 ml/l como la dosis óptima a la hora de eliminar turbidez.

Eliminación de sólidos suspendidos

La tendencia del rendimiento en la eliminación de sólidos suspendidos será la misma que en la de la turbidez, por lo que omitiremos el ensayo con dosificaciones hasta 10 ml/l y realizaremos ensayos con el rango óptimo.



Ensayo 15/05/2012

Ensayo 22/05/2012

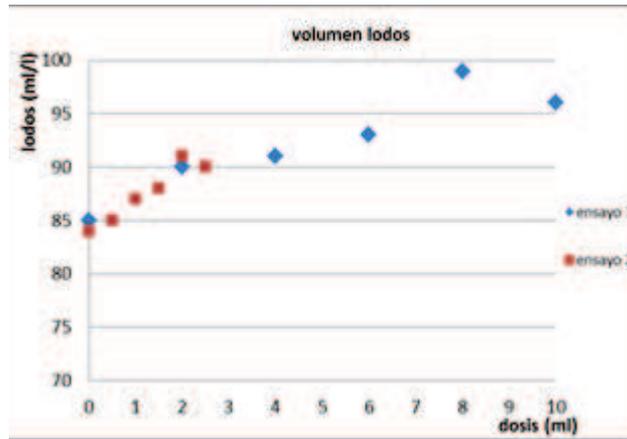
Gráfico 29. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1

Tal y como se ha visto en apartados anteriores, la eficiencia en la eliminación de sólidos es ligeramente inferior a la de la turbidez. En este caso el rendimiento máximo varía entre el 97,5

y el 98,5 %. En el ensayo del día 15 el óptimo se da a una dosis de 2 ml/l, mientras que en el ensayo del día 22 el óptimo se alcanza con dosis de 1 ml/l. En ambos casos, la concentración de sólidos suspendidos en el efluente varía entre los 6 y los 8 mg/l.

Volumen de lodo

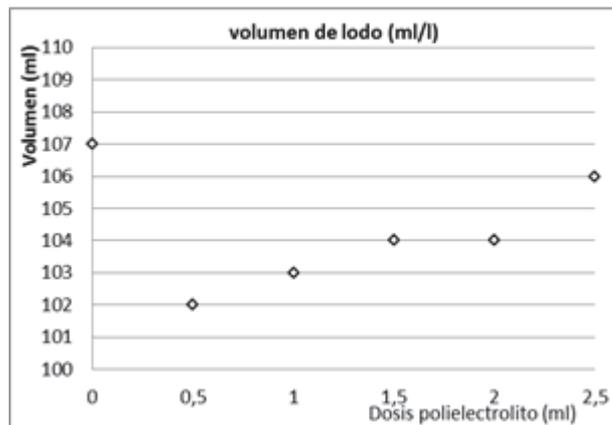
Tal y como se ha hecho con la turbidez, en primer lugar se estudia el rango óptimo para el cual se produce un menor volumen de lodos.



Ensayos 15/05/2012

Gráfico 30. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1 (Ensayo 15/05/2012)

De los ensayos realizados el día 15/05/2012 se deduce rápidamente que un aumento en la dosis no supone una mejoría, sino todo lo contrario. Sin añadir polielectrolito se obtiene un volumen de 85 ml/l y para dosis de 10 ml el volumen sube hasta los 96-99 ml/l. Esto al igual que en el resto de polielectrolitos, se debe a la formación de flóculos más esponjosos con la consiguiente formación de un manto de lodos menos compacto.



Ensayo 22/05/2012

Gráfico 31. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito catiónico 1 (Ensayo 22/05/2012)

En el ensayo del 22/05/2012 se redujo la zona de estudio desde los 0 hasta los 2,5 ml y se observó el mismo comportamiento que en el ensayo anterior, a excepción de que en este caso la no adición de polielectrolito no ha supuesto una mayor reducción del volumen de lodo generado. Por lo tanto, respecto al volumen de lodo, consideraremos la dosis de 0,5 ml/l como la dosis óptima.

**5.1.3.5. Polielectrolito catiónico 2**

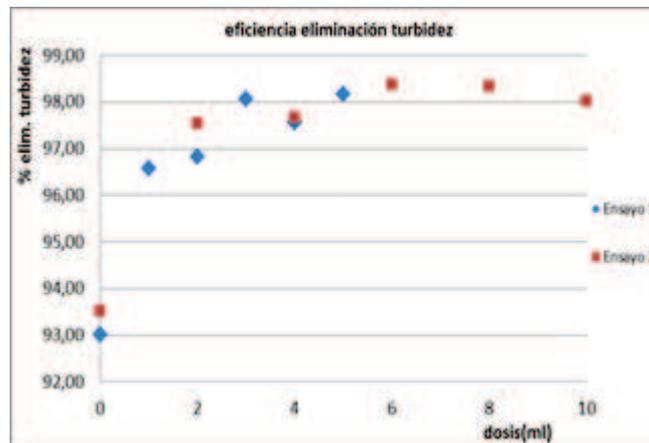
Por último se estudia el efecto de un polielectrolito catiónico de alto peso molecular y densidad de carga media diluido al 0,2% y llamado QUIFLOC.

<b>Tipo</b>	catiónico
<b>Forma</b>	Líquido
<b>Carga</b>	Media
<b>Peso molecular</b>	Alto
<b>Aspecto</b>	Blanco lechoso
<b>Densidad</b>	1,2 g/cm <sup>3</sup>

Tabla 20. Características del polielectrolito catiónico 2

Eliminación de turbidez

En primer lugar se busca el rango de dosis en el cual se obtiene una mayor eliminación de turbidez. Como la pureza del reactivo no se sabe y por lo tanto no se sabe si éste estará demasiado diluido, añadiremos altas dosis. En este caso se han llegado hasta dosis de 10 ml.

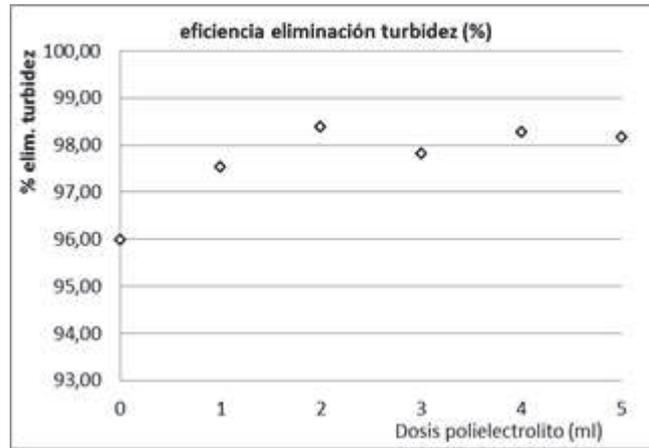


Ensayo 18/05/2012

Gráfico 32. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2 (Ensayo 18/05/2012)

El máximo rendimiento se obtiene para dosis entre 5 y 6 ml/l y dosis superiores no suponen una mejora en el rendimiento, incluso se observa un ligero descenso de la eficiencia probablemente debido a la sobredosis.

En el siguiente ensayo se acotó el rango de dosis y solo se añadió hasta 5 ml por litro de agua tratada



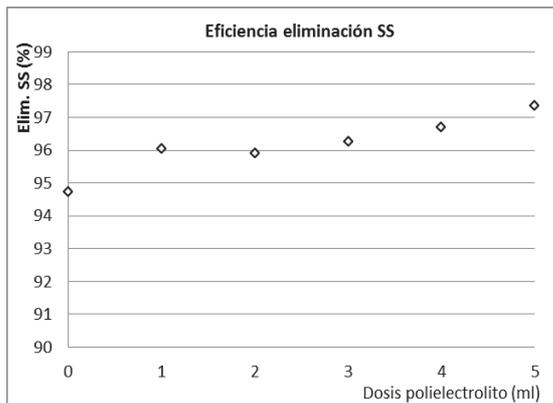
Ensayo 22/05/2012

Gráfico 33. Eficiencia en la eliminación de turbidez en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2 (Ensayo 22/05/2012)

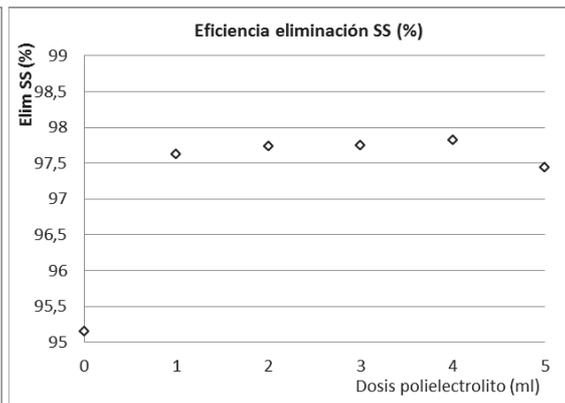
En este ensayo la máxima eficiencia se obtuvo ya para una dosis de 2 ml y se mantuvo más o menos constante a dosis superiores (98,2%). El punto obtenido para una dosis de 3 ml se podría considerar como un dato anómalo y por lo tanto no se tiene en cuenta.

Tanto en este, como en el ensayo del día 18/05/2012 se obtiene un rendimiento muy parecido para la dosis óptima (entre 98,2 y 98,5%).

Eliminación de sólidos suspendidos



Ensayo 18/05/2012



Ensayo 22/05/2012

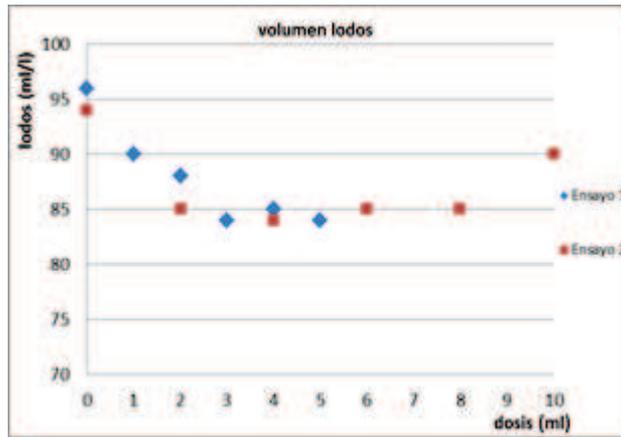
Gráfico 34. Eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2

Respecto a la eliminación de sólidos suspendidos se observa el mismo comportamiento que en la eliminación de turbidez. En el ensayo de día 18/05/2012 el máximo rendimiento se obtiene para una dosis de 5 ml/l (97,4%) alcanzándose una concentración de sólidos a la salida de 9

mg/l. En el ensayo del día 22/05/2012 la máxima eficiencia se obtiene para una dosis de 4 ml/l, aunque a una dosis 2 ml/l el rendimiento es prácticamente el mismo (97,7%) obteniéndose una concentración en el efluente de 8 mg/l.

Volumen de lodo

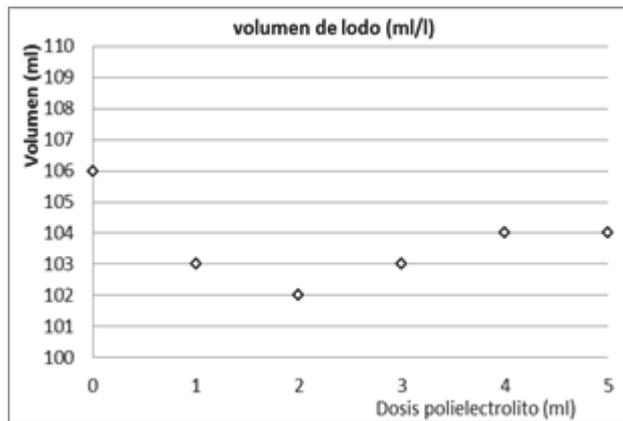
En primer lugar se ensaya con dosis altas (hasta 10 ml/l) para observar el intervalo de dosis en el que el volumen generado es mínimo.



Ensayos 18/05/2012

Gráfico 35. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2 (Ensayo 18/05/2012)

Se observa claramente que tanto en el primer ensayo como en el segundo del día 18/05/2012, la dosis óptima se encuentra entre los 3 y 4 ml/l. Un exceso de dosis no supone un descenso en el volumen de lodo que se genera, sino todo lo contrario, como ocurre con dosis de 10 ml/.



Ensayo 22/05/2012

Gráfico 36. Volumen de lodo generado en función de la dosis de polielectrolito catiónico 2 (Ensayo 22/05/2012)

En este caso, el volumen óptimo se alcanza a dosis de 2 ml/l y dosis superiores producen un incremento en el volumen de lodo generado.

De los ensayos realizados se puede concluir que la dosis óptima que produce un menor volumen de lodo se encuentra entre los 2 y los 4 ml/l.

**5.1.3.6. Comparativa polielectrolitos catiónicos**

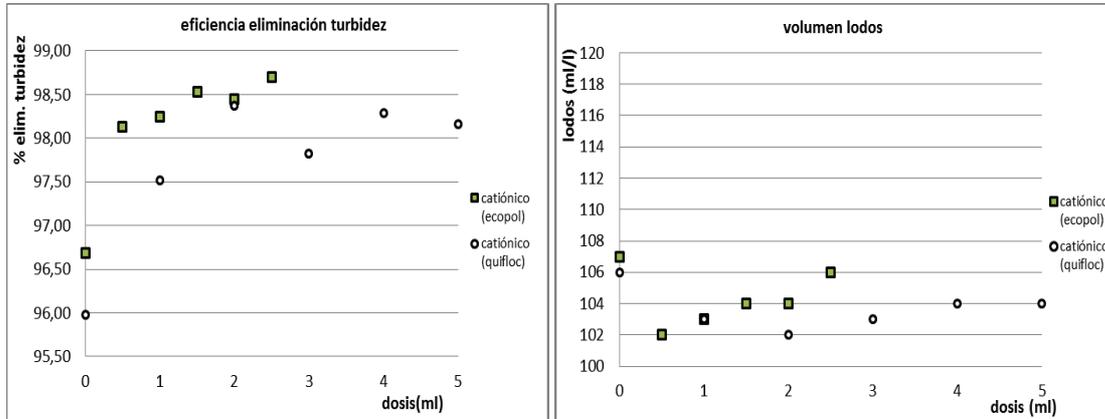


Gráfico 37. Eficiencia en la eliminación de turbidez y volumen de lodo generado con el uso de polielectrolitos catiónicos

Respecto a la eliminación de turbidez se observa un mayor rendimiento en general para el polielectrolito catiónico ECOPOL, obteniéndose una máxima eficiencia de 98,7% a una dosis de 2,5 ml/l. No obstante el óptimo para el polielectrolito QUIFLOC se obtuvo a dosis menores (2 ml/l) y alcanzó un rendimiento cercano al 98,4%.

Además se puede observar que a dosis de 2 ml/l el polielectrolito QUIFLOC produce un menor volumen de lodo (102 ml/l), por lo que esta será la dosis óptima obtenida en este ensayo. Respecto al ECOPOL se consigue el mismo volumen con una dosis de 0,5 ml/l.

Tras ver los distintos ensayos se puede concluir que la dosis de polielectrolito que produce una mayor eliminación de turbidez y menor volumen de lodo en el caso del QUIFLOC oscilaría entre 2 y 3 ml/l. Para estar del lado de la seguridad optaremos por elegir un valor de 2 ml/l y observar si con esa dosis mínima, resulta económico el tratamiento con dicho polielectrolito.

En el caso del ECOPOL eligiaremos como dosis óptima la dosis que produce menor volumen (0,5 ml/l) aunque esto implica una reducción en la eficiencia a la hora de eliminar turbidez.

Valoración económica

**Polielectrolito catiónico 1**

A partir de una dosis óptima de 0,5 ml/l, si sabemos que cada día se tratan unos 272000 litros, la dosis óptima de polielectrolito utilizada realmente será de 136 litros/día.

$$Dosis\ óptima = 0,5\ ml\ de\ poli/litro\ de\ agua\ tratada \times 272000\ litros\ de\ agua\ tratada/día = 136\ litros\ de\ poli/día$$

De estos 136 litros sabemos que tan solo 0,2% es polielectrolito y el resto es agua, por lo que la cantidad de polielectrolito utilizado cada día será de 0,272 litros.

Volumen de polielectrolito comercial = 136 litros/día x 0,2/100 = 0,272 litros /día

Además sabemos que el precio del polielectrolito es de 3,36 euros/litro.

Precio = 3,36 euros/litro x 0,272 litros/día = **0,91 euros/día**

**Polielectrolito catiónico 2**

Partimos de una dosis óptima mínima de 2 ml/l y observamos su precio. Si resultara más económico que el resto de polielectrolitos, tendríamos que realizar más ensayos y asegurar que realmente ésta es la dosis óptima.

Dosis óptima = 2 ml de poli/litro de agua tratada x 272000 litros de agua tratada/día = 544 litros de poli/día

El polielectrolito se encuentra diluído al 0,2 %, por lo que el volumen de producto comercial utilizado será de 1,09 litros.

Volumen de polielectrolito comercial = 544 litros/día x 0,2/100 = 1,09 litros /día

El precio del polielectrolito es de 1,84 euros/litro.

Precio = 1,84 euros/litro x 1,09 litros/día = **2 euros/día**

Claramente queda descartado el uso del polielectrolito 2 por ser el más caro. Respecto al polielectrolito 1 (ecopol) este supone una inversión económica de 0,91 euros/día, valor superior al obtenido en el caso del polielectrolito aniónico 1 (OMEGA AP-2210) 0,68 euros/día.

**5.1.3.7. Comparativa ECOPOL vs OMEGA AP-2210**

Si se comparan los dos polielectrolitos que han presentado mejores resultados, se puede observar como el aniónico no es solo más barato, sino que produce una mejor eliminación de turbidez

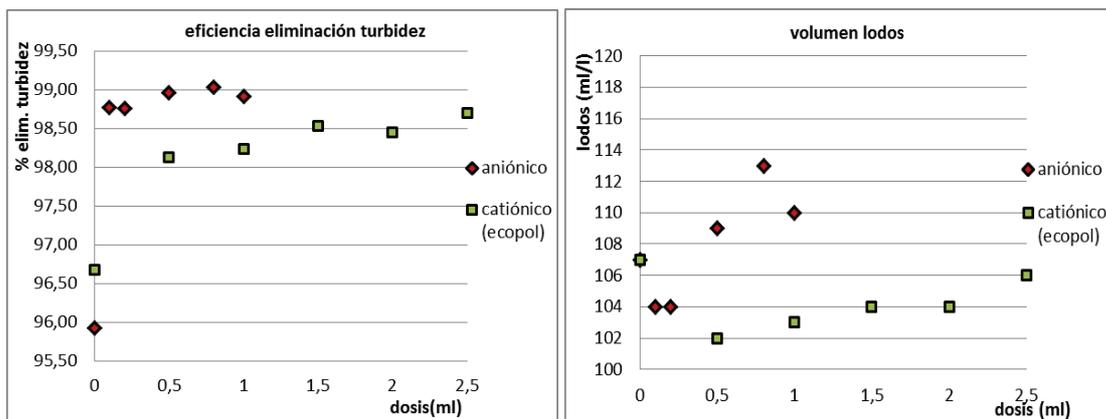


Gráfico 38. Eficiencia en la eliminación de turbidez y volumen de lodo generado con el uso del polielectrolito aniónico y catiónico

Para una dosis óptima del polielectrolito aniónico de 0,2 ml/l la eficiencia en la eliminación de turbidez ronda el 98,8% y produce un volumen de lodos de 104 ml/l. Sin embargo el catiónico

para una dosis óptima de 0,5 ml/l mejora ligeramente la formación de lodo (102 ml/l) pero empeora el rendimiento en la eliminación de turbidez (98% aproximadamente).

**5.1.4. Tiempo de sedimentación**

Otro parametro a tener en cuenta es el tiempo de sedimentación, que actualmente es de unos 50 minutos. Es interesante estudiarlo, para ver si se puede reducir así el tiempo de cada ciclo de tratamiento.

Volumen de lodo

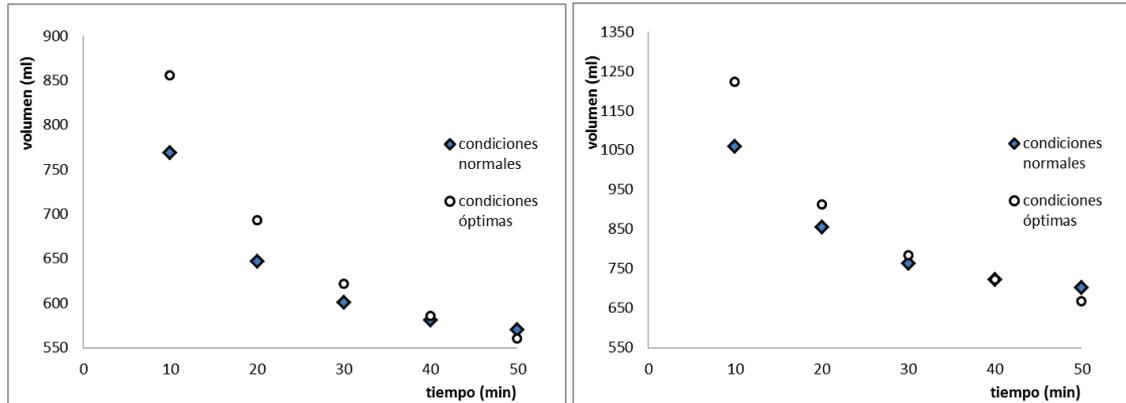


Gráfico 39. Volumen de lodo generado a distintos tiempos en condiciones normales y condiciones óptimas

Si comparamos la sedimentación del lodo en condiciones normales (dosis de 0,5 ml/l) y la producida en condiciones óptima (dosis de 0,2 ml/l) se puede observar como en el primer caso la sedimentación floculada es más rápida, pero sin embargo después, el proceso de compresión el lodo se produce más despacio que con una dosis menor.

En ambos ensayos parece quedar claro que es a partir de los 50 minutos cuando el volumen de lodo que se genera con una dosis de 0,2 ml/l es menor al que se produce con una dosis de 0,5 ml/l.

Parece quedar claro que para que se produzca un menor volumen de lodos con una dosis de 0,2 ml/l se necesitan tiempos de sedimentación altos. Por esta razón el tiempo de sedimentación no se variará y permanecerá igual que el que existe actualmente.

**5.1.5. Conclusiones**

A continuación se muestra una tabla con las condiciones de operación actuales y las óptimas obtenidas tras los distintos ensayos realizados.

	condiciones normales	condiciones óptimas
Dosis precipitante (ml/l)	0,7	0,7
Dosis polielectrolito (ml/l)	0,5	0,2
Tiempo mezcla lenta (min)	3	10
Tiempo de sedimentación (min)	50	50
Gradiente de velocidad medio ( $s^{-1}$ )	138	190

El único parámetro que permanece igual es el tiempo de sedimentación, pues se ha visto que para alcanzar en condiciones óptimas un volumen de lodo menor al que se genera en condiciones normales se necesitan tiempos de sedimentación grandes.

Respecto al tiempo de floculación, éste pasa de 3 minutos a 10 minutos. Esto supondrá un incremento de 7 minutos en la duración total de cada ciclo de tratamiento.

El gradiente de velocidad medio también se ha modificado y se ha visto que a mayores velocidades mejores resultados. Un incremento en la velocidad supone un incremento en el gasto energético, que es compensado por el ahorro económico procedente del menor volumen en la dosis de polielectrolito (se pasa de 0,5 ml/l a 0,2 ml/l).

El objetivo de optimizar el proceso de coagulación-floculación y sedimentación, es conseguir mantener el nivel del manto de lodo lo más bajo posible, evitando así la posible salida de este por el orificio de salida de agua clarificada, en los casos en los que se produzca algún error mecánico en las válvulas de cierre de las tuberías o en la lectura del turbidímetro.

## 5.2. Sedimentabilidad del lodo

En un espesador se suelen dar generalmente dos tipos de sedimentación: sedimentación zonal en la parte superior y compresión en la parte inferior.

En primer lugar se estudia la velocidad de sedimentación zonal de los lodos producidos en la depuradora y se busca el modelo matemático que mejor ajuste a los resultados obtenidos. Para ello se realizaron cinco ensayos con lodo obtenido en diferentes días. Al igual que sucedía con el agua residual, cada lodo presentará unas características diferentes, pues el proceso productivo en cada uno de los días ha sido diferente.

En la siguiente tabla se muestra las líneas de producción que estuvieron en funcionamiento los días de muestreo.

Fecha	Líneas producción							
	NI.01.T	ZN.01.T	ZN.02.T	ZN.03.T	ZN.04.T	ZN.01.B	FF.01.T	AI.01.C
18/01/2012	x (Sn)		x	x				x
26/01/2012	x (Sn)	x	x	x	x	x	x	
01/02/2012	x (Cu)	x	x	x	x	x		
08/02/2012		x	x	x	x	x	x	x
28/02/2012			x	x	x			

Tabla 21. Líneas de producción en funcionamiento durante los distintos días de ensayo

Recordar que la sedimentación zonal o retardada se observa a partir de concentraciones de sólidos suspendidos superiores a 1 g/l. Se caracteriza por producir una interfase clara que separa el sobrenadante del lodo. Al largo de toda esta fase, la concentración de sólidos permanece constante y para determinarla bastará con obtener la pendiente de la recta que se obtiene al representar la altura de la interfase (cm) en función del tiempo (min).

A partir del lodo obtenido de la depuradora, se realizan diluciones con agua procedente del sobrenadante y se estudia la velocidad de la sedimentación zonal para cada una de las concentraciones.

En el siguiente gráfico se representa la altura de la interfase (cm) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/l). Para cada una de las curvas se ha realizado un ajuste por mínimos cuadrados de los puntos que corresponden a la zona de sedimentación zonal, de modo que la pendiente que se obtiene representa la velocidad de sedimentación zonal en cada uno de los casos.

Para cada concentración se muestra la ecuación lineal ( $y=-mx + n$ ) donde la “m” representa la pendiente y por lo tanto la velocidad de sedimentación en cm/min. Además se muestra el coeficiente  $R^2$  el cual nos indicará si el ajuste ha sido bueno (cuanto más cercano a 1 mejor será el ajuste).

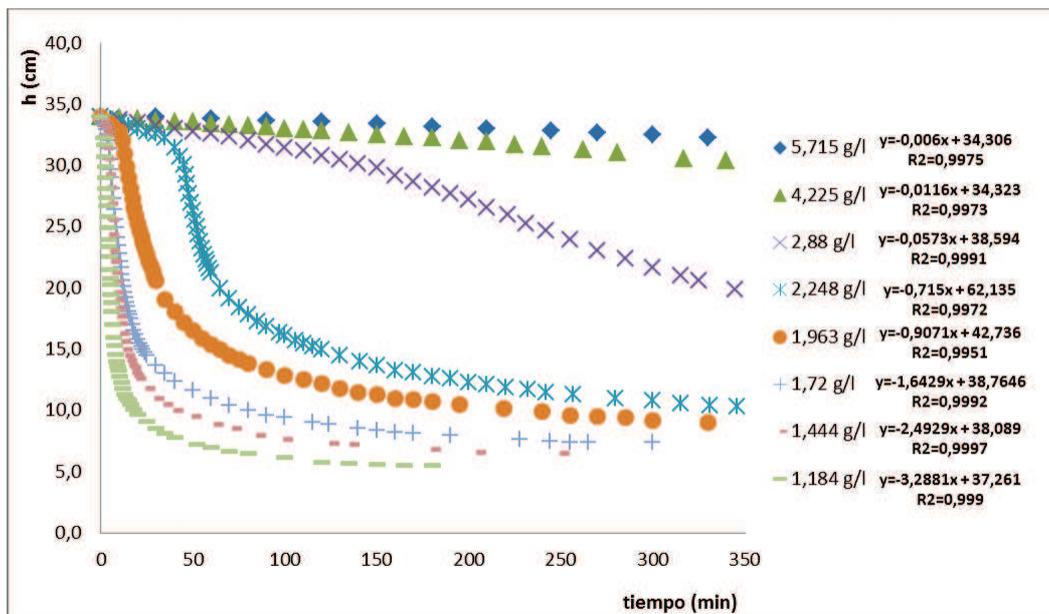


Gráfico 40. Altura de la interfase en función del tiempo, ecuación lineal y coeficiente  $R^2$  para distintas concentraciones de sólidos en el ensayo realizado el día 08/02/2012

Del mismo modo que en el ensayo del día 08/02/2012, se calculará la velocidad de sedimentación zonal a distintas concentraciones de sólidos suspendidos para los diferentes días de ensayo.

A continuación se presenta una tabla donde quedan recogidas estas velocidades y las respectivas concentraciones.

18/01/2012		26/01/2012		01/02/2012		08/02/2012		28/02/2012	
SS (g/l)	Vs (cm/min)								
9,664	0,011	6,2	0,0106	6,205	0,003	5,715	0,006	4,748	0,0121
7,248	0,015	4,708	0,0258	4,665	0,008	4,225	0,011	3,616	0,0243
5,798	0,02	3,712	0,0491	3,65	0,015	2,88	0,057	2,352	0,2086
4,404	0,047	3,03	0,0706	3,063	0,030	2,248	0,715	1,996	0,51
3,523	0,399	2,314	0,635	2,06	0,447	1,963	0,907	1,66	1,28
3,083	0,629	1,78	1,98	1,816	0,667	1,72	1,642	1,49	2,14
2,642	0,893	1,599	3,0133	1,537	1,010	1,444	2,492	1,244	2,4
2,084	1,769	1,232	5,2524	1,214	1,72	1,184	3,288		
1,762	2,744			0,906	2,06				

Tabla 22. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos durante los cinco días de ensayo

Si se representa la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos del lodo se obtiene una curva característica en la cual se observa claramente como a concentraciones altas la velocidad tiende a cero y aumenta a concentraciones bajas.

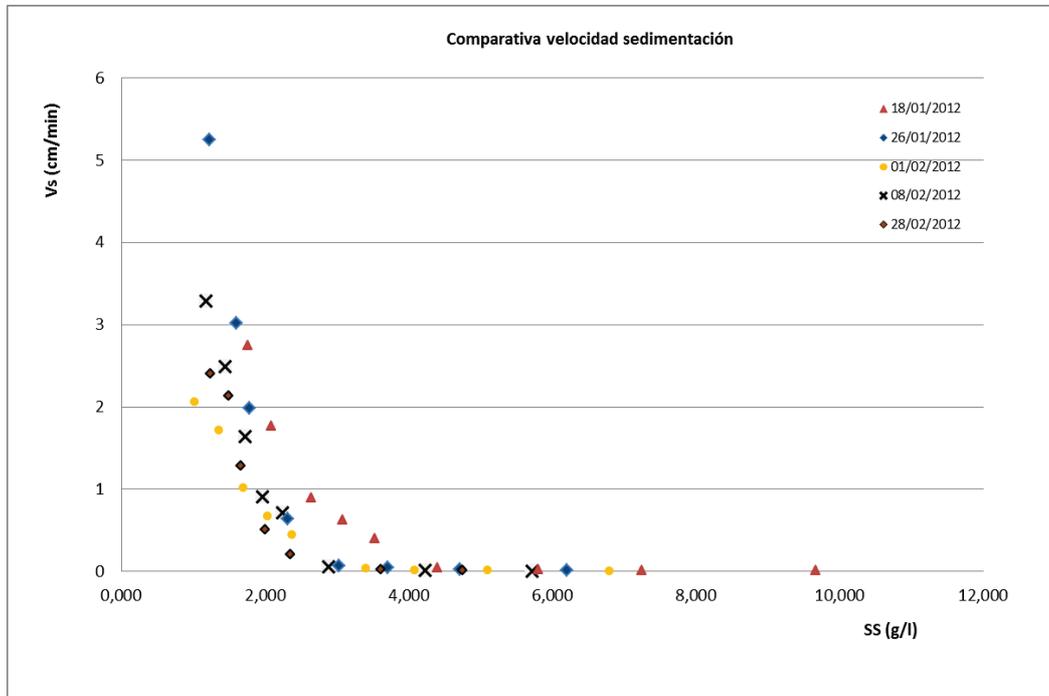


Gráfico 41. Velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido en los cinco días de ensayo.

En el gráfico se puede observar como el comportamiento del lodo varía de un día a otro debido fundamentalmente a la diferente composición de precipitados de éste. Dependiendo del proceso productivo que esté funcionando en esos momentos habrá más hidróxidos metálicos de un tipo u otro. A esto hay que sumarle el efecto de la temperatura, ya que ésta puede variar significativamente de un día para otro. A menor temperatura, mayor viscosidad y por lo tanto menor velocidad de sedimentación.

No obstante, se puede ver como en cuatro de los cinco ensayos, la velocidad de sedimentación es muy pequeña aún a concentraciones de 3 g/l. Esto significa que el lodo obtenido en la

empresa, es un lodo con una velocidad de sedimentación bastante baja, por lo que sería interesante estudiar la opción de añadir algún polielectrolito que mejore la sedimentación.

**5.2.1. Modelización de la velocidad de sedimentación**

Una vez obtenidas las velocidades de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos para los distintos días de ensayo, se procede a intentar ajustar dichas curvas a uno de los modelos citados en el apartado de la teoría de la sedimentación. Los modelos más utilizados son:

<b>Exponencial</b>	$V_{sed} = V_0 \cdot e^{-nSS}$
<b>Potencial</b>	$V_{sed} = V_0 \cdot SS^{-n}$
<b>Richardson et al.</b>	$V_{sed} = (V_0 - nSS^{-4.65})$
<b>Cho et al. (1)</b>	$V_{sed} = V_0 \cdot \frac{e^{-nSS}}{SS}$
<b>Cho et al. (2)</b>	$V_{sed} = \frac{(V_0 - n \cdot SS)^4}{SS}$

Tabla 23. Modelos utilizados para el ajuste de las velocidades de sedimentación

Los criterios utilizados para medir la bondad del ajuste y determinar qué modelo explica mejor el comportamiento de los datos han sido:

- El coeficiente de correlación R<sup>2</sup>
- La media del cuadrado de los residuos (SCR) junto con la distribución de los residuos.

No se puede utilizar el valor de R<sup>2</sup> como único criterio para indicar cuando un ajuste no lineal es bueno. Un valor elevado de R<sup>2</sup> indica que la curva pasa cerca de los puntos, pero no nos da información sobre otros aspectos del ajuste, como por ejemplo que los parámetros obtenidos tengan un valor sin sentido.

El otro criterio a tener en cuenta es la suma del cuadrado de los residuos (SCR) que no es más que las distancias verticales de los puntos a la curva determinada por la regresión no lineal. En general, el mejor modelo será aquel que presente la menor media del cuadrado de los residuos y la distribución más aleatoria de los residuos por encima y por debajo de cero.

Por lo tanto buscaremos el modelo que proporcione el valor de R<sup>2</sup> más elevado y que a su vez presente el valor más bajo posible de la suma al cuadrado de los residuos, así como una distribución aleatoria de los residuos.

Para realizar los ajustes utilizaremos el programa Wolfram Mathematica 7.0., ya que los ajustes obtenidos con el Excel no son muy buenos.

A continuación se presentan los resultados de los ajustes a cada uno de los modelos y para los distintos días de ensayo. Se presenta el valor de V<sub>0</sub> y n así como los errores de estos parámetros. También se muestra para las regresiones realizadas, el coeficiente de correlación (R<sup>2</sup>) y la media de la suma del cuadrado de los residuos (SCR).

18/01/2012

Modelo	$V_0$	error	n	error	R2	scr
Richardson et al.	1,49359	0,07356	0,16816	0,03178	0,93272	0,48986
Potencial	13,87570	1,24213	2,84060	0,131125	0,99459	0,03940
Exponencial	22,46340	2,16751	1,20159	0,04823	0,99670	0,02403
Cho et al. (1)	18,73780	1,52447	0,77199	0,04063	0,99749	0,01825
Cho et al. (2)	0,24896	0,01321	1,91605	0,02737	0,99717	0,02061

Tabla 24. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (18/01/2012)

26/01/2012

Modelo	$V_0$	error	n	error	R2	scr
Richardson et al.	1,81540	0,07750	0,33592	0,05040	0,96634	0,86758
Potencial	9,78360	0,87498	2,84277	0,258272	0,98220	0,45881
Exponencial	47,13950	5,72273	1,76957	0,08698	0,99588	0,10632
Cho et al. (1)	26,98610	4,18979	1,14267	0,11125	0,99283	0,18488
Cho et al. (2)	0,41104	0,02869	2,10798	0,04118	0,99608	0,10110

Tabla 25. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (26/01/2012)

01/02/2012

Modelo	$V_0$	error	n	error	R2	scr
Richardson et al.	1,82651	0,11939	0,44943	0,07295	0,97247	0,09918
Potencial	2,92984	0,20040	2,62986	0,194416	0,98771	0,03348
Exponencial	12,44440	0,82051	1,62865	0,04702	0,99854	0,00398
Cho et al. (1)	7,10652	0,68146	1,00071	0,06838	0,99668	0,00903
Cho et al. (2)	0,27044	0,01082	1,53178	0,01561	0,99882	0,00322

Tabla 26. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (01/02/2012)

08/02/2012

Modelo	$V_0$	error	n	error	R2	scr
Richardson et al.	1,63533	0,04944	0,29750	0,03282	0,98149	0,17258
Potencial	5,04757	0,44210	2,25953	0,242078	0,97600	0,22371
Exponencial	18,72230	2,70236	1,44574	0,10229	0,99124	0,08166
Cho et al. (1)	10,45940	1,80272	0,80350	0,12208	0,98680	0,12307
Cho et al. (2)	0,26374	0,03564	1,72915	0,05157	0,98897	0,10281

Tabla 27. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (08/02/2012)

28/02/2012

Modelo	V <sub>0</sub>	error	n	error	R2	scr
Richardson et al.	1,82651	0,11939	0,44943	0,07295	0,97247	0,09918
Potencial	15,21280	0,46272	4,90973	0,0679281	0,99979	0,00076
Exponencial	149,2850	17,1311	2,85333	0,07338	0,99936	0,00233
Cho et al. (1)	93,19720	7,80420	2,26820	0,05354	0,99965	0,00127
Cho et al. (2)	0,62452	0,03310	2,25965	0,05302	0,99698	0,01092

Tabla 28. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos (23/02/2012)

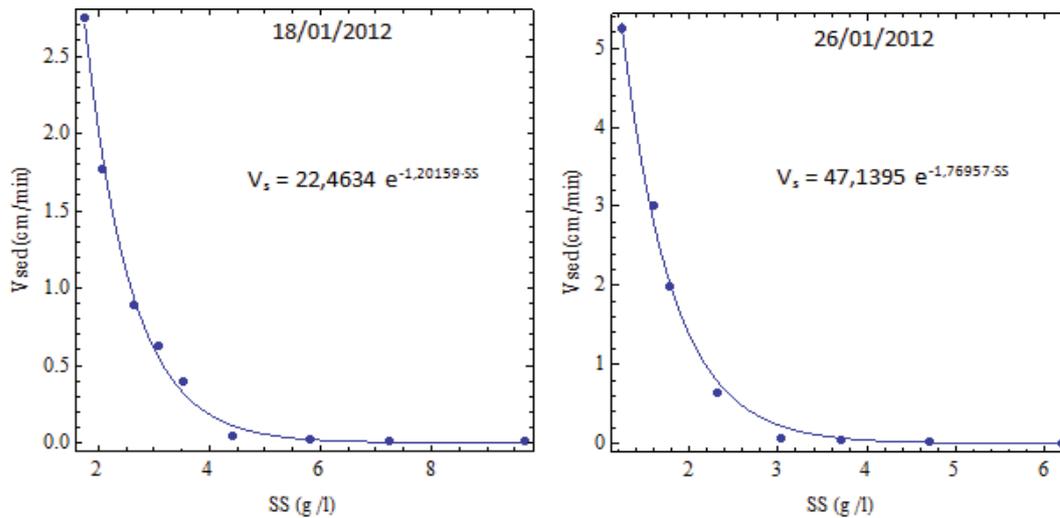
Una vez realizados todos los ajustes, se seleccionará el modelo que proporcione un menor valor de SCR y un coeficiente (R<sup>2</sup>) más cercano a 1. Para ello, se obtiene una tabla con la media de ambos parámetros para cada uno de los modelos.

Modelo	media R2	media SCR
Richardson et al.	0,96510	0,34568
Potencial	0,98806	0,15123
Exponencial	<b>0,99634</b>	<b>0,04366</b>
Cho et al. (1)	0,99469	0,06730
Cho et al. (2)	0,99560	0,04773

Tabla 29. Valores medios de R<sup>2</sup> y SCR en los cinco ensayos

Como se puede observar en la tabla anterior el modelo que proporciona un coeficiente R<sup>2</sup> más cercano a 1 y un menor valor de SCR es el modelo exponencial, por lo que este será el modelo que mejor ajusta a los datos obtenidos experimentalmente en el laboratorio.

A continuación se muestra la representación gráfica del ajuste de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos al modelo exponencial.



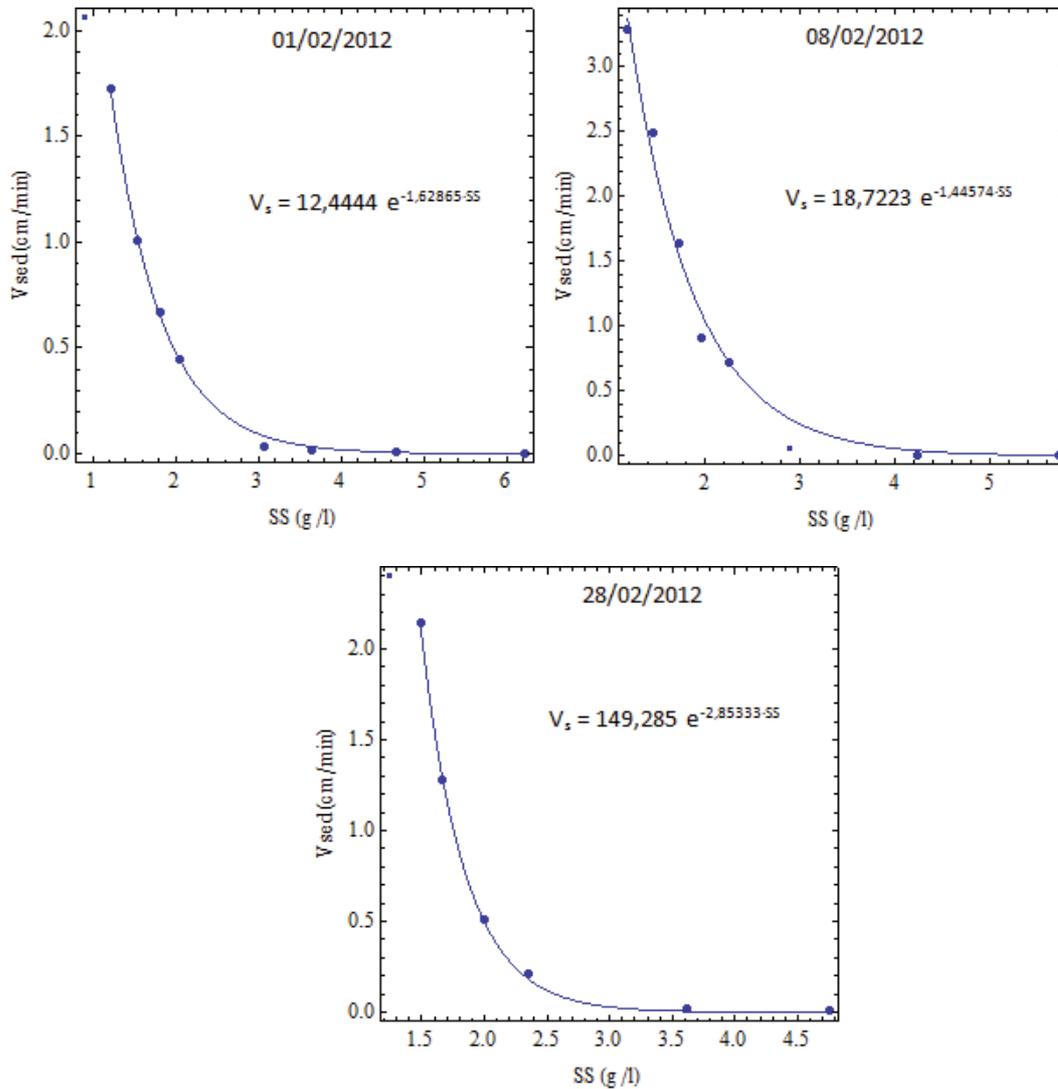


Gráfico 42. Representación gráfica del ajuste de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos al modelo exponencial

### 5.2.2 Estudio de la influencia de la aplicación de las condiciones óptimas de operación y acondicionamiento del lodo en la velocidad de sedimentación del lodo

A continuación se estudiada la variación en la velocidad de sedimentación zonal que se da en el espesador, considerando dos posibilidades:

- Aplicación de las condiciones óptimas obtenidas en los ensayos de Jar Test.
- Acondicionamiento del lodo a espesar mediante la adición de un polielectrolito.

#### 5.2.2.1. Aplicación de las condiciones óptimas obtenidas en los ensayos de Jar Test

En el apartado 5.1. se ha obtenido las condiciones óptimas de operación (dosis de polielectrolito, tiempo de agitación y gradiente de velocidad) que aseguran un menor volumen de lodos, así como una concentración baja de sólidos suspendidos en el sobrenadante. En los reactores donde se dan los procesos físico-químicos de precipitación-sedimentación, se produce fundamentalmente una sedimentación floculada y por esta razón se estudiará la

velocidad de sedimentación zonal que se produce en el espesador, después de ser purgado el fango de los reactores físico-químicos. No obstante, en el fondo de estos reactores se suele producir algo de sedimentación zonal y compresión, aunque comparándolo con el espesador son dos procesos minoritarios.

Recordar del apartado 5.1. que a mayor dosis de polielectrolito, mayor era la velocidad de sedimentación floculada y mayor el volumen que ocupa el lodo después de los 50 minutos de sedimentación. Esto es así debido a que los flóculos formados son más grandes a mayores dosis, por lo que sedimentarán floculadamente más rápido y formarán finalmente un manto de lodo menos compacto.

**Velocidad de sedimentación**

A partir de una misma agua bruta procedente de la industria, se procede a realizar el proceso de precipitación de los hidróxidos metálicos en condiciones normales (iguales a las utilizadas en la planta depuradora) y en condiciones óptimas (valores obtenidos en los ensayos Jar Test) con el fin de observar si existe alguna diferencia con respecto a la velocidad de sedimentación zonal de ambos lodos.

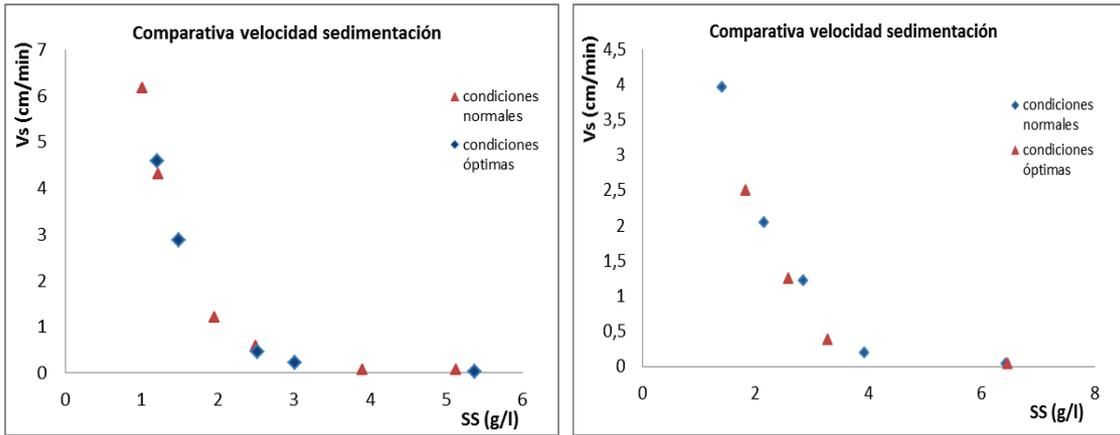
A continuación se presenta una tabla resumen con las condiciones de operación normales y óptimas a escala de laboratorio.

	condiciones normales	condiciones óptimas
Dosis precipitante (ml/l)	0,7	0,7
Dosis polielectrolito (ml/l)	0,5	0,2
Tiempo mezcla lenta (min)	3	10
velocidad mezcla lenta (rpm)	34	43

Tabla 30. Condiciones normales y óptimas de operación para ensayos Jar Test

Una vez realizado el ensayo Jar Test, se procede a ensayar la velocidad sedimentación zonal para cada lodo obtenido, siguiendo el mismo método que en ensayos anteriores. Se diluye a diferentes concentraciones y se anota como varía la altura de la interfase en función del tiempo. El valor de la pendiente de cada curva representa el valor de la sedimentación zonal (cm/min) para cada concentración de sólidos suspendidos.

Las gráficas siguientes muestran la velocidad de sedimentación zonal de lodo obtenido en condiciones normales y óptimas para dos muestras de agua totalmente diferentes.



Ensayo 28/05/2012

Ensayo 05/06/2012

Gráfico 43. Velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos del lodo producido el día 28/05/2012 y 05/06/2012

En ambos casos se observa una velocidad de sedimentación zonal prácticamente idéntica, tanto para condiciones normales como para condiciones óptimas. En el caso del ensayo 05/06/2012 se observa una pequeña mejoría para condiciones óptimas aunque es prácticamente imperceptible.

Se puede concluir por lo tanto que una menor dosis de polielectrolito (dosis óptima) no implicará un descenso en la velocidad de sedimentación zonal, que se pueda producir posteriormente en el espesador. Además a esto hay que sumarle que una menor dosis produce una mejor compresión, razón por la cual el volumen de lodo que se genera finalmente en los tanques de coagulación-floculación en condiciones óptimas será menor.

**Características del sobrenadante**

Ambos días el agua bruta presenta un pH similar (cercano a 6,5), aunque la principal diferencia radica en la presencia de sólidos suspendidos, turbidez y la conductividad. El agua del segundo ensayo presenta una concentración de sólidos suspendidos más del doble de superior que la del agua del primer ensayo, lo que implica una mayor turbidez. Se observa también un valor de la conductividad superior, debido al mayor número de iones presentes en el agua.

En la siguiente tabla se muestra de manera resumida las principales características tanto del agua de entrada, como del agua clarificada que se obtiene una vez precipitados los hidróxidos metálicos.

Parámetros	28/05/2012			06/05/2012		
	Agua bruta	Agua clarificada		Agua bruta	Agua clarificada	
		cond normales	cond óptimas		cond normales	cond óptimas
T (°C)	23,4	24,4	24,1	24	24,3	24,2
pH	6,51	9,35	9,41	6,45	9,22	9,2
Conductividad (µs/cm)	3040	3190	3210	4150	4310	4330
turbidez (NTU)	93,96	4,34	4,62	220	5,69	7,32
% eliminación turbidez		95,38	95,08		93,94	92,21
SS (mg/l)	125	7,5	9	325	14,5	17,5
% eliminación SS		94	92,8		88,4	86

Tabla 31. Características del agua bruta de entrada y del agua clarificada obtenida durante los dos ensayos.

La conductividad del agua, como es lógico, aumenta tras el proceso de precipitación, debido al aporte de iones por parte del hidróxido de calcio (precipitante) y el hidróxido de sodio (neutralizante).

En ambos casos se observa una ligera mejoría en la eliminación de turbidez y sólidos suspendidos para condiciones normales. No obstante, las diferencias son tan pequeñas, que la mejoría obtenida en el volumen de lodo generado en condiciones óptimas será prioritario a la hora de elegir si operamos en condiciones normales o condiciones óptimas.

#### 5.2.2.2. Acondicionamiento del lodo a espesar mediante la adición de un polielectrolito.

Una vez el lodo llegue al espesador puede ser acondicionado con un polielectrolito de forma que se mejore el espesado y posterior deshidratación. El acondicionamiento químico da lugar a la coagulación de los sólidos y la liberación del agua absorbida. En este caso, como se ha comentado anteriormente, estamos ante un lodo industrial con una velocidad de sedimentación baja, por lo que sería interesante aumentar esta velocidad de manera que se evite la sobreacumulación de lodo en el espesador. El polielectrolito tiene como objetivo el reducir el tiempo de espesado, aumentando la velocidad de sedimentación zonal mediante la formación de flóculos más grandes que sedimenten más deprisa.

En primer lugar se debe seleccionar el polielectrolito que mejor resultado proporcione en el espesado del lodo. Para ello disponemos de dos polielectrolitos con carga totalmente opuesta y precios diferentes:

- OMEGA AP2210 : aniónico y precio de 6,25 euros/litro
- ECOPOL : catiónico y precio de 3,36 euros/litro

El precio del polielectrolito aniónico es el doble de caro aproximadamente, por lo que para simplificar el estudio comparemos los dos polielectrolitos utilizando dosis equivalentes. Esto significa que se utilizaran dosis de ambos de manera que supongan un mismo precio. Es decir, en el caso del polielectrolito aniónico al ser el doble de caro, las dosis serán la mitad que las del catiónico.

Por lo tanto, en el caso del polielectrolito aniónico utilizaremos dosis de 5, 10 y 15 ml/l, mientras que en el caso del catiónico las dosis serán de 10, 20 y 30 ml/l.

**Sedimentación zonal**

Se preparan 7 probetas de un litro con lodo procedente de la industria, se añaden las dosis anteriormente citadas, se mezcla enérgicamente y se deja sedimentar. Al igual que hemos realizado en todos los ensayos, se irá tomando el valor de la altura de la interfase a medida que pasa el tiempo.

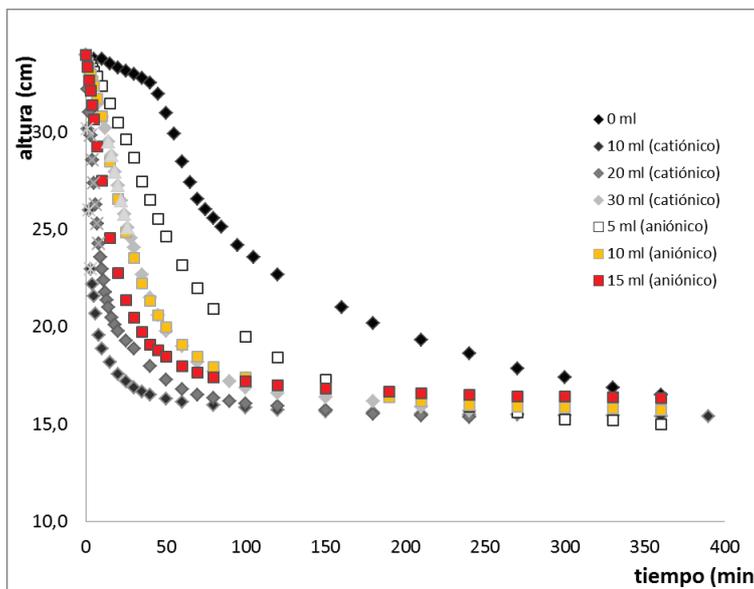


Gráfico 44. Representación altura de la interfase en función del tiempo para distintas dosis de polielectrolito aniónico y catiónico en el ensayo realizado el día 20/06/2012

Una vez graficadas las distintas curvas, se calculará el valor de la velocidad de sedimentación zonal de cada una de ellas y se compara.

aniónico		catiónico	
Dosis (ml/l)	Vs (cm/min)	Dosis (ml/l)	Vs (cm/min)
0	0,0865	0	0,0865
5	0,201	10	0,3741
10	0,398	20	1,1071
15	0,6042	30	3,6

Tabla 32. Velocidades de sedimentación zonal para distintas dosis de polielectrolito aniónico y catiónico en el ensayo realizado el día 20/06/2012

A simple vista ya parece quedar claro, pero una vez calculadas la velocidades, se observa como para un mismo precio, el polielectrolito catiónico funciona mucho mejor. Con una dosis de 20 ml/ la velocidad de sedimentación es prácticamente el triple que la obtenida con una dosis equivalente de 10 ml/l del polielectrolito aniónico. Si se aumenta la dosis, la diferencia aún se hace más notable.

Con tal de respaldar los resultados obtenidos, se realiza otro ensayo con un lodo distinto y esta vez solo utilizando el polielectrolito que mejor funciona (el catiónico). En este caso las dosis aplicadas fueron de 0, 10, 20, 25 y 30 ml/l.

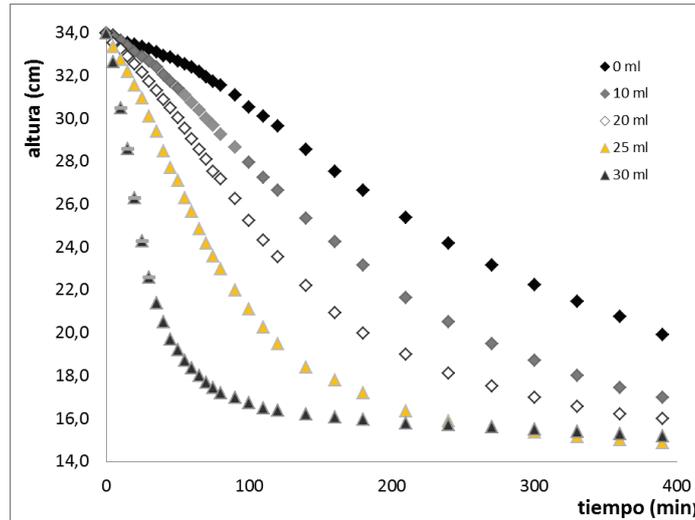


Gráfico 45. Representación altura de la interfase en función del tiempo para distintas dosis de polielectrolito catiónico en el ensayo realizado el día 27/06/2012

dosis (ml/l)	Vs (cm/min)
0	0,0477
10	0,071
20	0,099
25	0,1496
30	0,402

Tabla 33. Velocidades de sedimentación zonal para distintas dosis de polielectrolito catiónico en el ensayo realizado el día 27/06/2012

Como era de esperar, a mayor dosis mayor es la velocidad de sedimentación zonal obtenida. El incremento de la velocidad se hace más notable para dosis altas (30 ml/l). Esto se observa en que de 0 a 20 ml/l la velocidad apenas se incrementa el doble (pasa de 0,0477 a 0,099 cm/min). Sin embargo de 0 a 30 ml/l la velocidad se ha multiplicado por diez (pasa de 0,0477 a 0,402).

Si representamos estas velocidades en un gráfico, se puede observar la tendencia exponencial que sigue la velocidad de sedimentación en función de la dosis.

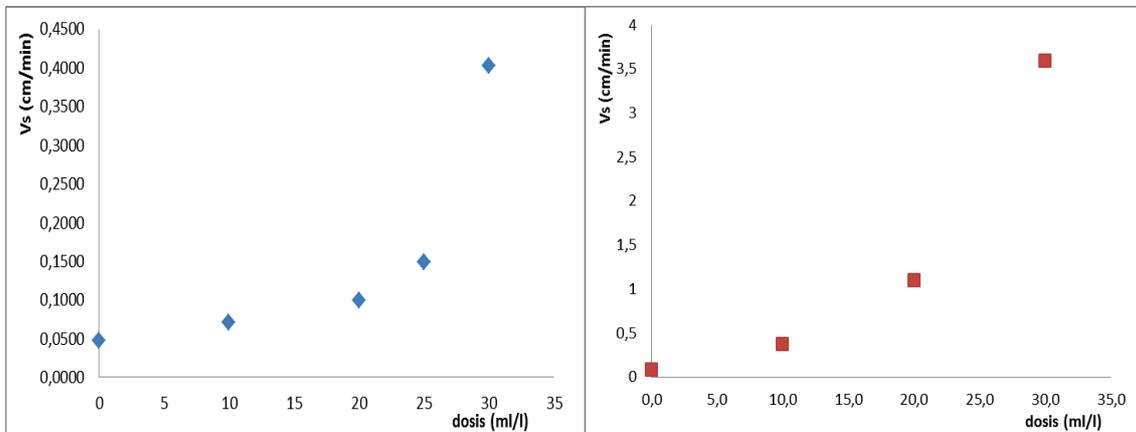


Gráfico 46. Velocidad de sedimentación en función de la dosis aplicada en los ensayos realizados el día 20/06/2012 (derecha) y el 27/06/2012 (izquierda).

Se observa la misma tendencia en ambos días, incrementándose la velocidad de forma exponencial sobre todo para dosis entre 20 y 30 ml/l. La principal diferencia entre ambos es la velocidad que se alcanza, mientras que el día 20/06/2012 se alcanzan los 3,6 cm/min para una dosis de 30 ml/l, el día 27/06/2012 la velocidad obtenida es de 0,402 cm/min. Esto es debido a la diferencia en las características de un lodo y otro; y principalmente a la diferencia en la concentración de sólidos de uno y otro. El día 20/06/2012 la concentración de sólidos fue de 6,4 g/l mientras que el día 27/06/2012 el lodo tenía una concentración de unos 7,5 g/l. Es por tanto lógico pensar, que a menor concentración de sólidos, la velocidad de sedimentación zonal sea superior.

### **Volumen de lodo**

La aplicación de un polielectrolito tiene como objetivo primordial aumentar la velocidad de sedimentación zonal del lodo en el espesador. Por lo tanto, para un mismo tiempo de retención, el volumen de lodo que hay en el espesador será menor cuanto mayor sea la dosis aplicada.

Recordar que el tiempo de retención hidráulico del espesador situado en la industria varía entre las 8 y las 11,5 horas, dependiendo del volumen que ocupen los lodos en cada momento. Generalmente a primeras horas de la mañana y principios de semana, debido a las escasas líneas de producción puestas en marcha y a la inactividad industrial del domingo respectivamente, el espesador se encuentra con un volumen mínimo de unos 15 m<sup>3</sup>. El volumen máximo, es el que ocupa el total de la capacidad del espesador (22 m<sup>3</sup>) y el cual se da durante gran parte de la semana, sobretodo una vez avanzada la mañana.

Este volumen, está formado por lodo que se está espesando y se encuentra en la parte inferior; y agua, que forma el sobrenadante y se encuentra en la parte superior. El volumen que ocupe el lodo y el sobrenadante en el espesador va a depender de la extracción tanto de lodo hacia el filtro prensa como del agua clarificada hacia procesos posteriores. Es decir, si aumenta la extracción, menor será el volumen que ocupe el lodo en el espesador y por lo tanto menor será el tiempo de retención hidráulico, evitando así la sobreacumulación de lodos en el espesador.

La aplicación del polielectrolito va a mejorar la velocidad de sedimentación, por lo que se podrá extraer agua clarificada con mayor frecuencia, evitando así que el espesador se encuentre al máximo de su capacidad durante la mayor parte del día. Además, el lodo se concentrará en menos tiempo, por lo que el volumen de lodo extraído hacia el filtro prensa se reducirá también.

A continuación se presenta una tabla con el tiempo necesario para espesar el lodo un 25% y un 50%, dependiendo de la dosis de polielectrolito utilizada.

dosis (ml/l)	tiempo necesario para espesar el lodo	
	25%	50%
0	210 min	450 min
10	140 min	300 min
20	100 min	220 min
25	60 min	130 min
30	20 min	55 min

Tabla 34. Tiempo necesario para espesar el lodo un 25% y un 50% dependiendo de la dosis de polielectrolito utilizada.

Se parte de cinco probetas de un litro con el lodo obtenido el día 27/06/2012 a las que se añaden las distintas dosis de polielectrolito. Se observa como para espesar el lodo a la mitad de su volumen, en condiciones normales se necesitan unos 450 minutos (más de 7 horas), mientras que si se añaden 30 ml/l de polielectrolito el tiempo se reduce hasta los 55 minutos. Esta dosis seguramente acabe con el problema de sobreacumulación de lodos en el espesador y además se consiga una mayor deshidratación. Una mayor deshidratación, implica un menor volumen de lodo que llega al filtro prensa, por lo que seguramente ya no sería necesario ampliar el filtro prensa y con el actual sería suficiente.

El inconveniente es el alto precio que supondría utilizar dosis de 30 ml/l de polielectrolito. Sabiendo que al espesador llegan aproximadamente unos 46000 litros de lodo y que el polielectrolito se encuentra diluido al 0,2%, la cantidad de polielectrolito comercial utilizada al día sería de unos 2,76 litros. El precio del polielectrolito es de unos 3,36 euros/litro, por lo que el gasto diario ascendería a algo más de 9 euros. Habría que hacer una valoración económica detallada, ya que quizás resulte más rentable ampliar el filtro prensa.

**5.2.2.3 Modelización de la velocidad de sedimentación del lodo añadiendo diferentes dosis de polielectrolito**

A continuación se procede a modelizar la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos y de la dosis de polielectrolito añadida.

Las dosis utilizadas fueron de 0, 1, 5 y 10 ml, ya que nos interesa saber cuál es la dosis mínima que nos asegura una solución a la problemática actual de sobreacumulación de lodos en el espesador.

Las velocidades de sedimentación obtenidas en función de la concentración de sólidos suspendidos se presentan a continuación, así como su representación gráfica.

0 ml		1 ml		5 ml		10 ml	
SS (g/l)	Vs (cm/min)						
6,425	0,0213	5,705	0,0288	5,7	0,0413	6,515	0,0943
4,575	0,075	4,23	0,1283	4,11	0,2011	5,47	0,294
3,08	0,5358	2,8525	0,4232	3,06	0,855	4,55	0,8217
2,43	0,7798	2,4667	1,4714	2,38	2,077	3,1733	6,5543
1,845	1,785	1,8833	3,833	1,8267	8,768	2,62	13,817
1,59	2,32	1,42625	5,9839	1,425	13,855	1,785	26,777

Tabla 35. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos y distintas dosis de polielectrolito.

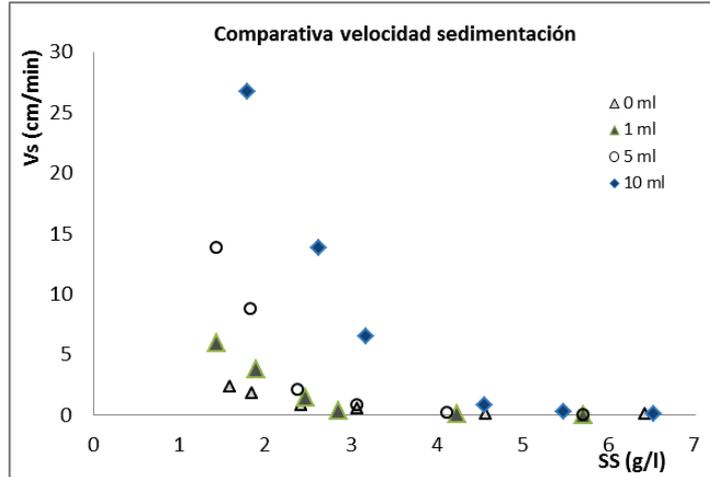


Gráfico 47. Velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos para las distintas dosis de polielectrolito.

Seguidamente se procede a la modelización de las curvas de sedimentación zonal obtenidas en función de la concentración de sólidos suspendidos, utilizando el programa Wolfram Mathematica 7.0.

Los datos han sido ajustados al modelo exponencial, que era el que mejores resultados nos había dado en el apartado anterior y los valores obtenidos de cada uno de los parámetros son los siguientes:

dosis (ml/l)	$V_0$	error	n	error	R2	scr
0 ml	11,53660	0,60764	1,00943	0,03000	0,99954	0,00201
1 ml	34,08730	6,46241	1,20741	0,116817	0,99276	0,19172
5 ml	97,19930	21,72660	1,35426	0,14341	0,99427	0,89970
10 ml	505,34800	37,71850	1,37310	0,02725	0,99977	0,03198

Tabla 36. Resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación al modelo exponencial para distintas dosis de polielectrolito

Modelo Exponencial	
0 ml	$V_{sed} = 11,5366 \cdot e^{-1,00943SS}$
1 ml	$V_{sed} = 34,0873 \cdot e^{-1,20741SS}$
5 ml	$V_{sed} = 97,19930 \cdot e^{-1,35426SS}$
10 ml	$V_{sed} = 505,3480 \cdot e^{-1,37310SS}$

Tabla 37. Ajuste de la velocidad de sedimentación al modelo exponencial para distintas dosis de polielectrolito.

Una vez obtenidos el valor de los distintos parámetros del modelo exponencial, ya se puede predecir el valor de la velocidad de sedimentación zonal para cada concentración de sólidos suspendidos y para las dosis estudiadas. Esto nos facilitará la obtención de las curvas de flujo que se dan en el espesador y estudiar el área mínima requerida para evitar la sobreacumulación de lodo.

**5.3. Problemática actual**

**Espesador**

Actualmente, debido al insuficiente tamaño del espesador así como a la baja velocidad de sedimentación del lodo, el espesado es ineficiente, convirtiendo el espesador en un simple depósito de almacén y evitando un correcto espesado del lodo.

Una escaso espesado del lodo provoca que el tamaño del sistema de deshidratación de lodos (filtro prensa) resulte insuficiente, convirtiendo la etapa de filtración en un estrangulamiento del sistema de depuración y provocando por lo tanto una sobre-acumulación de lodos en el espesador.

A continuación se muestra una tabla con la concentración de sólidos suspendidos de seis muestras tomadas durante distintos días del lodo que sale de los reactores de precipitación-sedimentación y otras seis muestras distintas tomadas del lodo a la salida del espesador.

SS (g/l)		SS (g/l)	
Lodo sin espesar		Lodo espesado	
1	6,5	1	9,66
2	7,23	2	6,2
3	5,4	3	6,21
4	6,45	4	5,72
5	7,1	5	4,8
6	6,67	6	10,47
<b>Media</b>	6,56	<b>Media</b>	7,18

Tabla 38. Concentración de sólidos suspendidos de seis muestras de lodo sin espesar y seis de lodo espesado

Se observa como ambas concentraciones son muy similares por lo que como se ha dicho anteriormente, el espesado del lodo es muy escaso. Se puede afirmar, por tanto, que el espesador está actuando como un depósito de almacén de lodo, sin que se produzca una deshidratación eficaz, más teniendo en cuenta que el lodo puede llegar a espesarse hasta concentraciones cercanas a los 16,5 g/l (tras un tiempo de espesado de unas 12 horas).

**Filtro prensa**

Una vez el lodo es espesado, más o menos a una concentración de sólidos del 1%, pasa al sistema de deshidratación (filtro prensa) donde es reducida la humedad del fango hasta formar una torta seca.

A continuación se muestra la concentración de sólidos (%) obtenida de diez muestras de lodo deshidratado. Para ello se obtuvo el peso de la muestras antes y después de ser secada en una estufa a 105º C y la diferencia entre ambos representaba el peso del agua que contenía la muestra. De este modo se obtiene la humedad (%) y el contenido seco (%) de la muestra.

lodo deshidratado	
concentración sólidos %	
1	22,85
2	24,96
3	21,04
4	17,91
5	21,71
6	18,22
7	20,76
8	19,36
9	19,43
10	23,96
<b>media</b>	<b>21,02</b>

Tabla 39. Concentración de sólidos (%) de diez muestras de lodo deshidratado

La concentración de sólidos media es de un 21%, por lo que la humedad media es de un 79%. Sabiendo que la humedad del lodo espesado era aproximadamente de un 99%, se puede concluir que la sequedad media obtenida por el filtro prensa es de un 19-20%.

Comparando este valor con valores bibliográficos, se puede observar como la deshidratación no ha sido del todo buena.

Tipo de fango	FeCl <sub>3</sub> (%)	CaO (%)	Capacidad filtración (kg MS/m <sup>2</sup> h)	Sequedad (%)
Mixto fresco	3-7	11-19	2-4	40-50
Mixto digerido	4-7	11-22	2-4	35-50
Mixto digerido	Térmico		2.5-5	45-60
Oxidación total	6-10	15-30	1.5-3	33-38
Físico-químico (FeCl <sub>3</sub> -Cal)	---	15-22	1.5-2.5	33-45

Figura 29. Datos típicos de la deshidratación mediante filtro prensa

La mayoría de referencias bibliográficas sobre sequedades y concentraciones de sólidos obtenidas con un filtro prensa son para aguas residuales urbanas. Para ello, se debe buscar aquel tipo de fango lo más parecido al obtenido en la empresa. En el caso de esta tabla correspondería al lodo físico-químico, donde se indica que las sequedades obtenidas varían del 33 al 45%. Aun poniéndonos del lado de la seguridad y cogiendo el valor de 33% de sequedad, el valor obtenido en la empresa se encuentra bastante por debajo, por lo que se puede concluir que el filtro prensa no está funcionando correctamente.

#### 5.4. Determinación de la superficie mínima necesaria para el correcto espesado del lodo

##### 5.4.1. Determinación de la superficie necesaria a partir de los resultados de un ensayo de sedimentación simple (batch).

**Procedimiento**

Los ensayos en columnas de sedimentación se pueden emplear para determinar directamente la superficie necesaria para la zona de sedimentación libre. Sin embargo, la velocidad de sedimentación zonal suele ser menor que la anterior, de modo que en raras ocasiones es la velocidad de sedimentación libre la que controla el proceso.

La superficie necesaria para el espesado de fangos se determina por un método desarrollado por Talmadge y Fitch. Se llena una columna de altura  $H_0$  con una suspensión de sólidos de concentración uniforme  $C_0$ . Con el paso del tiempo, al ir sedimentando la suspensión, la interfase se va desplazando hacia abajo, siguiendo la curva de la Figura 30. La velocidad de descenso de la interfase se corresponde con la pendiente de la curva en cada instante de tiempo. Según este método, el área crítica para el espesado viene dada por la siguiente expresión:

$$A = \frac{Q t_u}{H_0}$$

donde

$A$  = Superficie necesaria para el espesado de los fangos,  $m^2$

$Q$  =caudal que entra en el tanque,  $m^3/min$ .

$H_0$  = altura inicial de la interfase en la cofumna, m.

$t_u$ = tiempo necesario para alcanzar la concentración de fangos deseada en el fondo del tanque, en minutos.

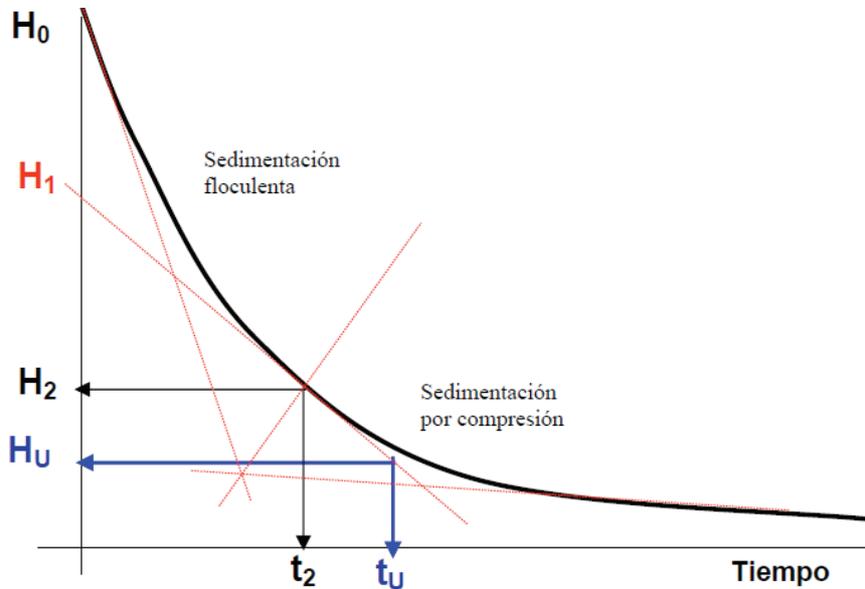


Figura 30. Análisis gráfico de la curva de sedimentación zonal (Metcalf & Eddy, 1995)

La concentración crítica que controla la capacidad de manipulación del fango en un tanque se presenta a la concentración  $C_2$ , cuando la interfase se halla a una altura  $H_2$ . Este punto se determina prolongando hasta la intersección, las tangentes a las regiones de compresión y de sedimentación libre de la curva de descenso de la interfase y trazando a continuación la

bisectriz del ángulo formado por ambas rectas, como muestra la Figura 30. El tiempo  $t_u$  se puede determinar con el siguiente procedimiento:

1. Trácese una línea horizontal a la profundidad  $H_u$  correspondiente a la profundidad a la que todos los sólidos se encuentren a la concentración deseada para el fango del fondo del tanque  $C_u$ . El valor de  $H_u$  se determina por medio de la siguiente expresión:

$$H_u = \frac{C_0}{C_u} H_0$$

2. Trácese la tangente a la curva de sedimentación en el punto  $C_2$ .
3. Para determinar el valor de  $t_u$ , trácese la recta vertical que pasa por el punto de intersección de las rectas trazadas en los pasos 1 y 2. La intersección de esta recta con el eje de los tiempos proporciona el valor de  $t_u$ .

Con este valor de  $t_u$  y la ecuación que nos da el área crítica se puede determinar la superficie necesaria para el espesador.

### Resultados

A partir de las curvas de sedimentación obtenidas en los distintos ensayos para calcular la velocidad de sedimentación zonal de cinco muestras de lodo distintos (apartado 5.2.1.) se calcula el área mínima del espesador.

A continuación se muestra el procedimiento y el resultado para el lodo obtenido el día 28/02/2012. El análisis gráfico para el resto de ensayos se incluye en el Anexo III.

La curva de sedimentación que se muestra seguidamente se ha obtenido con un lodo cuya concentración inicial de sólidos,  $C_0$ , era de 2350 mg/l. La altura inicial de la interfase, en la columna de sedimentación es de 34 cm y la concentración a la que se desea espesar el lodo ( $C_u$ ) es de 10000 mg/l

En primer lugar se determina el valor de  $H_u$ :

$$H_u = \frac{C_0 H_0}{C_u} = \frac{2350 \text{ mg/l} \cdot 0,34 \text{ m}}{10000 \text{ mg/l}} = 7,99 \text{ cm} \approx 8 \text{ cm}$$

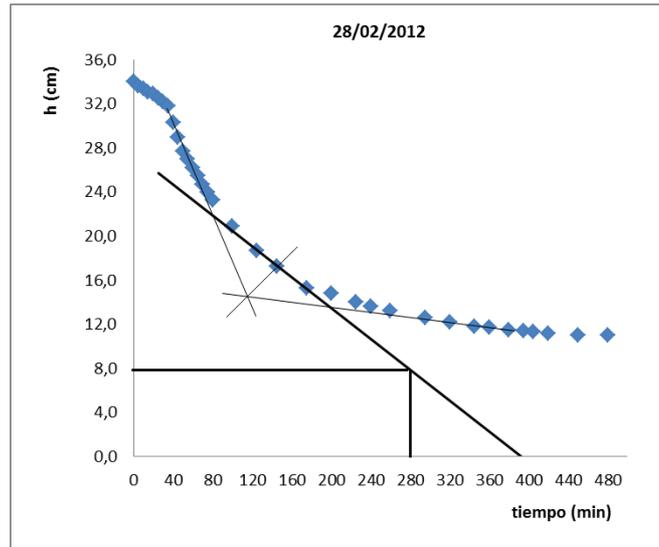


Gráfico 48. Análisis de la curva de sedimentación para una concentración de 2350 mg/l del lodo obtenido el día 28/02/2012

Se traza una línea horizontal para  $H_u = 8$  cm y una tangente a la curva de sedimentación en el punto medio de la región comprendida entre la sedimentación zonal y por compresión. La intersacción de la tangente con la línea  $H_u = 8$  cm determina el valor  $t_u$ . Por consiguiente  $t_u = 280$  min.

El caudal de lodo de entrada medio es de unos  $46 \text{ m}^3/\text{día}$  por lo que la superficie necesaria será:

$$A = \frac{Qt_u}{H_0} = \frac{46 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \cdot \frac{1 \text{ día}}{1440 \text{ min}} \cdot 280}{0,34} = 26,3 \text{ m}^2$$

La superficie del espesador actual es:

$$A = \pi r^2 = \pi \cdot 1,6^2 = 8,04 \text{ m}^2$$

A continuación se presenta el valor del área obtenida para las distintas muestras de lodo, siguiendo el mismo procedimiento.

Ensayos	Superficie (m <sup>2</sup> )
26/01/2012	14,56
01/02/2012	17,85
08/02/2012	17,38
28/02/2012	26,3

Tabla 40. Superficie mínima para el correcto espesado de las cuatro muestras de lodo según el método de Talmadge y Fitch

Tres de los resultados obtenidos dan una superficie mínima bastante similar, sin embargo, para estar del lado de la seguridad se elige el área mínima mayor. En este caso es la obtenida el día 28/02/2012 ( $26,3 \text{ m}^2$ ).

En todo caso, cualquiera de las cuatro áreas obtenidas siguiendo el método de Talmadge y Fitch, es bastante superior a la del espesador actual (8,04 m<sup>2</sup>), por lo que se puede concluir, según este método, que la superficie necesaria para el espesado que existe actualmente es insuficiente.

**5.4.2. Determinación de la superficie necesaria a partir del análisis del flujo de sólidos.**

**Procedimiento**

Un método alternativo y más preciso para la determinación de la superficie necesaria para la sedimentación zonal es el análisis del flujo de sólidos. Este método, que se basa en el análisis del flujo de masa de los sólidos en el interior del tanque de sedimentación (movimiento a través de una superficie de control), exige disponer de datos obtenidos en ensayos en columnas de sedimentación.

En un tanque de sedimentación existe un flujo constante de sólidos en sentido descendente. Dentro del tanque, el flujo de sólidos descendente se produce por sedimentación por gravedad (zonal) y por el transporte de masa debido al caudal extraído del fondo, el cual se bombea hacia el siguiente proceso, que en este caso en particular será un filtro prensa. En cualquier punto del tanque, el flujo de masa de sólidos originado por la sedimentación por gravedad (zonal) tiene el siguiente valor:

$$SF_g = k C_i V_i$$

donde

SF<sub>g</sub> = flujo de sólidos por acción de la gravedad, kg/m<sup>2</sup>·h.

k = 1/1.000.

C<sub>i</sub>=concentración de sólidos en el punto de estudio, mg /l.

V<sub>i</sub>= velocidad de sedimentación de los sólidos a la concentración C<sub>i</sub>, m/h

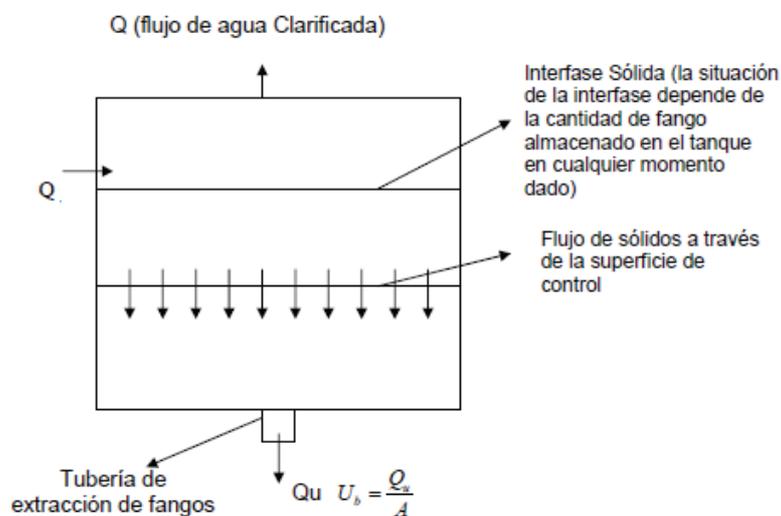


Figura 31. Representación del funcionamiento de un tanque de sedimentación (Metcalf & Eddy, 1995)

El flujo de sólidos debido al transporte de masa de la suspensión vale:

$$SF_u = k C_i U_b$$

donde

$SF_u$  = flujo de sólidos debido a la extracción de fango del fondo del tanque,  $\text{kg/m}^2 \cdot \text{h}$ .

$K = 1/1.000$ .

$U_b$  = velocidad descendente de la masa,  $\text{m/h}$ .

El flujo total de masa  $SF_t$ , de sólidos es la suma de las dos cantidades anteriores, y viene dado por:

$$SF_t = SF_g + SF_u$$

En esta ecuación, el flujo de sólidos debido a la sedimentación por gravedad (zonal) depende de la concentración de sólidos y de las características de la sedimentación de los mismos a dicha concentración. A bajas concentraciones (por debajo de  $1.000 \text{ mg/l}$  aproximadamente), el movimiento de los sólidos por acción de la gravedad es pequeño, ya que la velocidad de sedimentación de los sólidos es, prácticamente, independiente de la concentración. Si la velocidad permanece constante a medida que aumenta la concentración de sólidos, el flujo total de sólidos debido a la acción de la fuerza de la gravedad empieza a aumentar al crecer el valor de las concentraciones. Para concentraciones de sólidos muy elevadas, la velocidad de sedimentación zonal tiende a cero, y el flujo total de sólidos debidos a la gravedad vuelve a ser muy pequeño.

Para obtener el flujo de sólidos debido a la gravedad en función de la concentración de sólidos, primero se obtiene el valor de la sedimentación zonal para cada una de las concentraciones de sólidos a partir de ensayos en columnas de sedimentación. Finalmente se representa el valor de cada una de las velocidades por su correspondiente concentración de sólidos en función de la concentración de sólidos.

El flujo de sólidos debido al transporte de masa es una función lineal de la concentración cuya pendiente es  $U_b$ , velocidad de extracción de fangos por la parte inferior del tanque. Un aumento o disminución del caudal de extracción de fango por la parte inferior del tanque da lugar a un cambio del sentido de crecimiento de la curva de flujo total, provocando un ascenso o un descenso de la misma. La velocidad de extracción de fangos por la parte inferior se emplea para el control del proceso ya que es un parámetro cuyo valor pueden controlar los operarios de la planta.

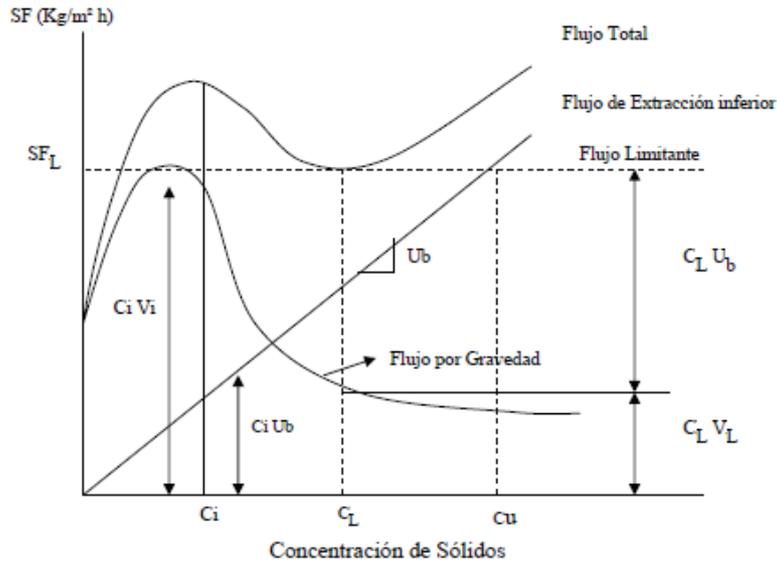


Figura 32. Esquema de definición para el análisis de los datos de sedimentación utilizando el método de análisis de flujo de sólidos (Metcalf & Eddy, 1995)

La superficie transversal necesaria para el espesado se determina de la siguiente manera: como se muestra en la figura anterior, si se traza una línea horizontal tangente al punto inferior de la curva de flujo total, su intersección con el eje de ordenadas representa el flujo de sólidos límite  $SF_L$  que puede ser producido en el tanque de sedimentación. La concentración del caudal extraído por la parte inferior asociada al flujo de sólidos límite, toma el valor de la abscisa correspondiente al punto de intersección de la línea horizontal con la línea de flujo de extracción por la parte inferior del tanque. Esto es así debido a que el flujo por gravedad es despreciable en la zona del fondo del tanque de sedimentación, ya que los sólidos se eliminan debido al flujo de masa. Si la cantidad de sólidos con que se alimenta el tanque de sedimentación es mayor que el valor del flujo de sólidos límite, los sólidos se acumularán en aquél y, si no se prevé una determinada capacidad de almacenamiento, acabarán por rebosar por su parte superior. Utilizando el valor del flujo de sólidos límite, la superficie necesaria deducida con un balance de masas viene dada por:

$$A = \frac{(Q)C_0}{SF_L} \quad (1/1000 \text{ g / mg})$$

donde:

A = área transversal,  $m^2$

Q = caudal volumétrico total que entra en el tanque de sedimentación,  $m^3/\text{día}$ .

$C_0$  = concentración de sólidos en el caudal de entrada al tanque de sedimentación,  $g/m^3$ .

$SF_L$  = flujo de sólidos límite,  $kg/m^2 \cdot \text{día}$

## Resultados

Al igual que en el método anterior, se calcula el área mínima del espesador a partir de las curvas de sedimentación obtenidas en los distintos ensayos.

Se muestra el procedimiento para el lodo obtenido el día 01/02/2012, incluyendo el análisis gráfico del resto de muestras en el Anexo III.

1. En primer lugar se calcula la curva de flujos de sólidos por gravedad a partir de los resultados de la velocidad sedimentación zonal obtenidos para cada concentración de sólidos suspendidos. En este caso, como se dispone de un modelo matemático que ajusta la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos, la utilizaremos para calcular el mayor número de puntos posibles de la curva de flujo de sólidos por gravedad.

El modelo matemático que nos da el valor de la sedimentación zonal del lodo obtenido el día 28/02/2012 para cada concentración de sólidos suspendidos es:

$$V_s = 12,4444 \cdot e^{-1,62865 \cdot SS}$$

Multiplicando el valor de la velocidad sedimentación obtenida por la concentración de sólidos suspendidos que nos da dicha velocidad, obtenemos el valor del flujo de sólidos.

2. En segundo lugar se determina la velocidad de transporte de masa debido a la extracción por la parte inferior a partir del valor de la superficie del espesador (8,04 m<sup>2</sup>) y el caudal de extracción (35,76 m<sup>3</sup>/día).

$$U_b = \frac{Q_U}{A} = \frac{35,76 \frac{m^3}{día} \cdot \frac{1 día}{24 horas}}{8,04 m^2} = 0,185 m/h$$

Multiplicando este valor obtenido por las distintas concentraciones de sólidos suspendidos obtenemos el flujo de sólidos debido a la extracción del lodo del fondo del tanque.

3. En tercer lugar se desarrolla la curva de flujo total sumando el valor del flujo de sólidos por gravedad y el del flujo de sólidos debido a la extracción por la parte inferior, y se halla el valor del flujo límite.

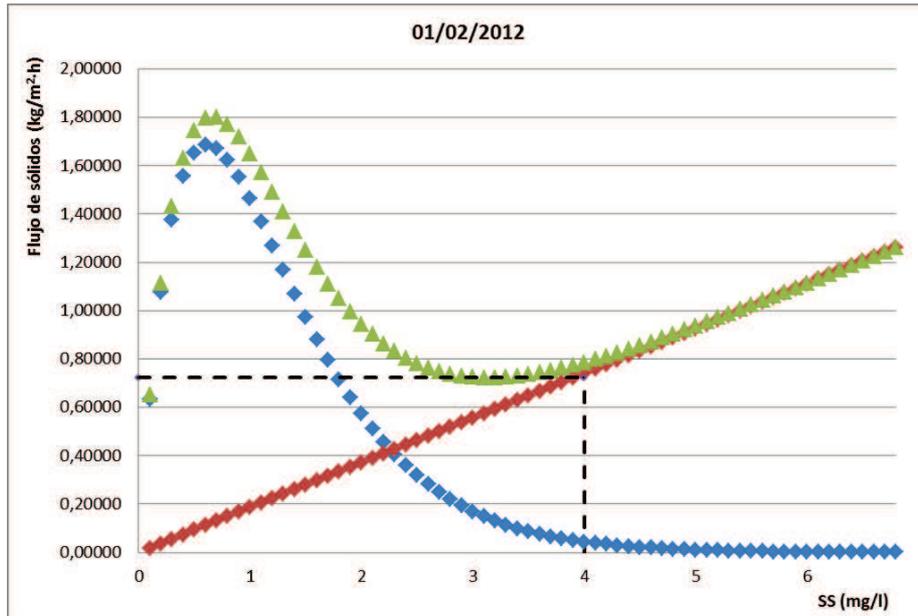


Gráfico 49. Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido el día 01/02/2012

El flujo de sólidos límite obtenido para este ensayo es de 0,72286 kg/m<sup>2</sup>·h, el cual nos daría una concentración de sólidos suspendidos en el fondo del tanque de 4 g/l. Añadir que este método solo tiene en cuenta el proceso de sedimentación zonal, por lo que en la realidad la concentración de sólidos del lodo que se extrae será superior debido al proceso de compresión que se da en el fondo de los espesadores.

El flujo de sólidos medio con el que se alimenta el espesador se calcula a partir del caudal de entrada de lodo al espesador (46m<sup>3</sup>/día), la concentración media de sólidos suspendidos del lodo de entrada (6,5 g/l) y el área del espesador (8,04 m<sup>2</sup>). Si el resultado obtenido es mayor que el valor del flujo de sólidos límite, los sólidos se acumularán en el tanque, pudiendo estos rebosar por su parte superior si no se prevé una determinada capacidad de almacenamiento.

$$SF = \frac{Q_E \cdot C_E}{A} = \frac{46 \frac{m^3}{día} \cdot \frac{1 día}{24 horas} \cdot 6,5 g/l}{8,04 m^2} = 1,549 \frac{kg}{m^2} \cdot h$$

El valor obtenido es bastante superior al flujo de sólidos límite por lo que el lodo se acumulará en el espesador, pudiendo producirse el escape de sólidos por el rebosadero.

Una vez obtenido el valor del flujo de sólidos límite, la superficie mínima necesaria para un correcto espesado vendrá dada por la siguiente ecuación:

$$A = \frac{Q_E \cdot C_E}{SF_L} = \frac{46 \frac{m^3}{día} \cdot \frac{1 día}{24 horas} \cdot 6,5 g/l}{0,72286 kg/m^2 \cdot h} = 17,23 m^2$$

El área mínima necesaria para el espesado del lodo es de 17,23 m<sup>2</sup>, valor superior al área del espesador actual (8,04 m<sup>2</sup>), por lo que éste resultará insuficiente.

A continuación se presenta el valor del flujo de sólidos límite así como la superficie mínima del espesador para las distintas muestras de lodo, siguiendo el mismo procedimiento.

Ensayos	Flujo de sólidos límite (kg/m <sup>2</sup> ·h)	Superficie (m <sup>2</sup> )
26/01/2012	0,83312	14,95
01/02/2012	0,72286	17,23
08/02/2012	0,87844	14,18
28/02/2012	0,60348	20,64

Tabla 41. Superficie mínima para el correcto espesado de las cuatro muestras de lodo según el método del análisis de flujo de sólidos

Al igual que con el método anterior, la superficie obtenida para las distintas muestras de lodo, con el método del análisis del flujo de sólidos, es muy superior a la superficie del espesador que existe en la actualidad en la empresa (8,04 m<sup>2</sup>). La superficie necesaria para un buen espesado del lodo es prácticamente el doble de la que existe en estos momentos, por lo que habría que estudiar la opción de poner otro espesador.

#### 5.4.3. Comparativa

Si se comparan los resultados obtenidos con ambos métodos, se observa que los resultados obtenidos son bastante similares, por lo que cualquiera de los dos resulta válido para el cálculo de la superficie mínima del espesador.

Ensayos	Superficie (m <sup>2</sup> )	
	Análisis del flujo de sólidos	Talmadge & Fitch
26/01/2012	14,95	14,86
01/02/2012	17,23	17,85
08/02/2012	14,18	17,38
28/02/2012	20,64	26,3

Tabla 42. Comparativa de la superficie mínima para el correcto espesado de las cuatro muestras de lodo según el método del análisis de flujo de sólidos y Talmadge & Fitch

El área obtenida con el método de Talmadge y Fitch es ligeramente superior a la obtenida con el análisis del flujo de sólidos, por lo que en un principio y para estar del lado de la seguridad, éste debería ser el método utilizado para el cálculo del área. No obstante, nos quedaremos con el método del flujo de sólidos ya que éste nos permite controlar otras variables a parte de la sedimentación del lodo, como por ejemplo el caudal de extracción por la parte inferior del tanque.

5.5. Soluciones

Después de estudiar la problemática que existe en el espesador actual de la empresa y obtener el área mínima que garantice un buen espesado del lodo producido, se procede al aporte de medidas para paliar dichas carencias.

Solución A

La primera opción consiste en mantener el espesador actual y modificar el caudal de extracción por la parte inferior con tal de obtener un flujo de sólidos límite superior al flujo de sólidos medio que entra al espesador y evitar así que se acumule el lodo y pueda producirse el escape de sólidos por el rebosadero.

Para evitar la sobre acumulación de lodo en el espesador, se debe aumentar el caudal de extracción y por lo tanto aumentar la capacidad de tratamiento del filtro prensa.

Utilizando el método del análisis del flujo de sólidos, aumentamos el valor del caudal de extracción hasta aumentar el flujo de sólidos límite a un valor por encima del flujo de sólidos medio que entra al espesador actualmente.

En la actualidad la empresa cuenta con un filtro prensa de 30 placas (ampliable a 50) que trata una media de 35,76 m<sup>3</sup> de lodo al día.

Con tal de conseguir un flujo de sólidos igual o superior al límite (1,549 kg/m<sup>2</sup>·h) para el lodo muestreado el día 01/02/2012 se debe aumentar el caudal de extracción hasta unos 96 m<sup>3</sup>/día. Con este caudal se consigue un flujo de sólidos igual al límite, por lo que el lodo ya no se acumulará en el espesador.

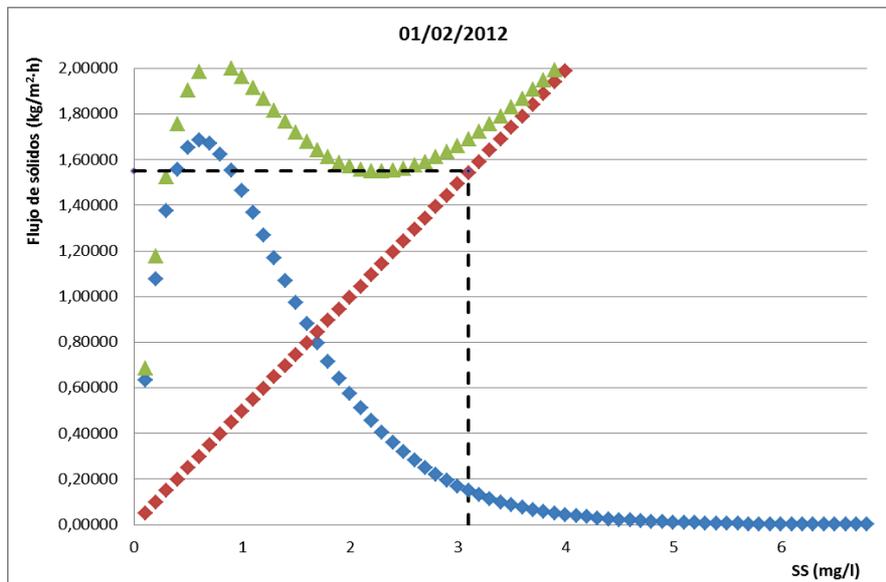


Gráfico 50. Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido el día 01/02/2012 y para un caudal de extracción de 96 m<sup>3</sup>/día

Aumentar el caudal de extracción hasta 96 m<sup>3</sup> conlleva un aumento en la capacidad del filtro prensa. Si con 30 placas se puede tratar unos 36 m<sup>3</sup>/día, para conseguir tratar el nuevo caudal

se necesitarían unas 80 placas aproximadamente, lo que supondría la instalación de un nuevo filtro prensa de 50 placas, además del filtro ya existente.

A continuación se muestra una tabla para los distintos ensayos con los caudales de extracción y el número de placas necesarias para conseguir que el flujo de sólidos límite aumente hasta un valor superior al flujo de sólidos que entran al espesador.

Ensayos	Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /d)	Flujo de sólidos límite (kg/m <sup>2</sup> ·h)	Nº de placas necesarias
26/01/2012	96	1,6052	80
01/02/2012	78	1,5495	65
08/02/2012	78	1,6451	65
28/02/2012	108	1,5711	90

Tabla 43. Caudales de extracción y nº de placas necesarias para conseguir un flujo de sólidos límite superior al flujo de sólidos actual.

Para estar del lado de la seguridad escogeremos el caudal de extracción mayor, así nos aseguramos y cumplimos con el resto de lodos. Un caudal de 108 m<sup>3</sup>/día supone la instalación de unas 90 placas, por lo que sería necesario la instalación de un nuevo filtro prensa de 50 placas y ampliar el ya existente hasta las 40 placas.

Otro inconveniente, a parte del gasto económico en el filtro nuevo, ampliar el ya existente y las bombas de extracción, sería el escaso espesado del lodo. Aumentar el caudal de extracción sin modificar el volumen del espesador, supone una reducción en el tiempo de retención del lodo, por lo que si actualmente el espesado ya es bajo, si aumentamos el caudal de extracción éste será casi nulo.

### Solución B

La segunda opción, al igual que la primera, consiste en obtener un flujo de sólidos límite superior al que entra, manteniendo el espesador actual pero cambiando de variable de control. En la solución A la variable a controlar era el caudal de extracción, sin embargo, ahora se actuará sobre el proceso de sedimentación del lodo.

Uno de los motivos por el cual el lodo se sobre-acumula en el tanque, es la baja velocidad de sedimentación zonal del fango producido en la empresa, por lo que se buscará el mecanismo que consiga aumentar dicha velocidad. Como se ha explicado en el apartado 5.2.2.2., este objetivo se consigue con la adición de un polielectrolito al lodo (acondicionamiento).

Se aplican dosis de polielectrolito de 1, 5 y 10 ml/l, a pesar de que en el apartado 5.2.2.2. se observó los mejores resultados a dosis de 25-30 ml. El objetivo es buscar la mínima dosis que nos permita cumplir con los objetivos y evitar así un gasto económico excesivo.

A continuación se presenta el valor del flujo de sólidos límite así como la superficie mínima del espesador para las distintas dosis de polielectrolito.

Dosis	Flujo de sólidos límite (kg/m <sup>2</sup> ·h)	Superficie (m <sup>2</sup> )
0 ml	1,25605	9,92
1 ml	1,27714	9,75
5 ml	1,32658	9,39
10 ml	1,60324	7,65

Tabla 44. Superficie mínima y flujo de sólidos límite a distintas dosis de polielectrolito

Recordar que el flujo de sólidos medio que entra al espesador es de 1,549 kg/m<sup>2</sup>·h y el área de éste es de 8,04 m<sup>2</sup>. La superficie mínima necesaria para el correcto espesado de la muestra de lodo estudiada en este ensayo es de unos 10 m<sup>2</sup> y el flujo de sólidos límite toma un valor de 1,25605 kg/m<sup>2</sup>·h. Como el valor del flujo de sólidos que entra al espesador es mayor al límite, el lodo se sobre-acumulará.

Una vez aplicadas las distintas dosis de polielectrolito, se observa que tan solo con la dosis de 10 ml/l se cumple el objetivo de obtener un flujo de sólidos límite superior al que entra y un área mínima inferior a la que existe actualmente. Sin embargo, el objetivo se cumple por muy poco y existe la posibilidad de que no siempre se cumpla, por lo que sería interesante combinar esta solución con un aumento de las dimensiones del espesador.

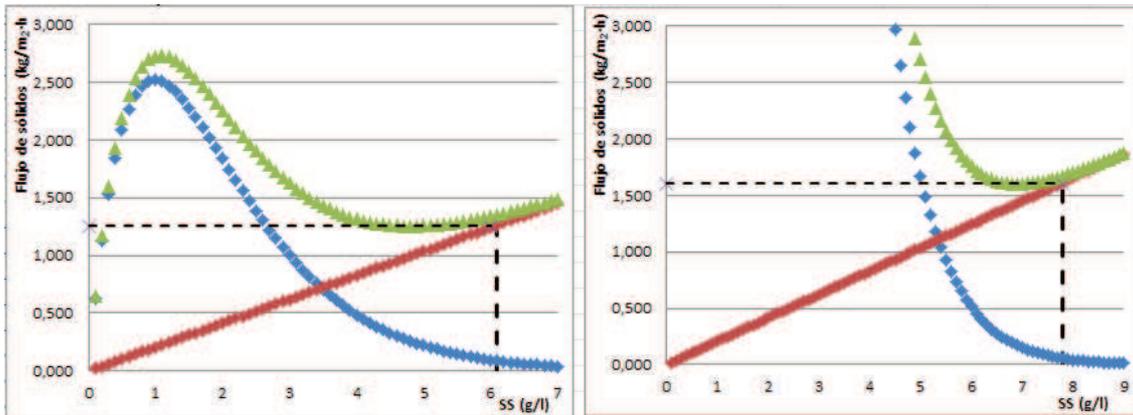


Gráfico 51. Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos sin añadir polielectrolito (izquierda) y añadiendo una dosis de 10 ml (derecha)

Entre las ventajas de adoptar esta solución destacar la generación de un lodo mucho más concentrado, lo que supone un menor volumen de éste que pasa a la deshidratación y por lo tanto la producción de un lodo más seco, con el consiguiente ahorro económico.

A pesar de no tener en cuenta la compresión, con el método del flujo de sólidos ya se observa como el lodo que se extrae por la parte inferior pasa de una concentración de unos 6 g/l cuando no se añade polielectrolito a una concentración de unos 8 g/l si se añade una dosis de 10 ml/l. Un lodo mucho más concentrado supone un menor volumen de éste en el espesador y la producción de un fango mucho más deshidratado. Todo el lodo seco es gestionado por una empresa externa, así que al disminuir la cantidad de agua del lodo, su peso será mucho menor, lo que supondrá un ahorro económico.

El principal inconveniente de esta solución es el precio del polielectrolito y las instalaciones necesarias para el acondicionamiento (depósito de preparación del polielectrolito diluido, bomba dosificadora, mezclador hidráulico, etc)

A pesar de cumplir los requisitos, sería interesante estudiar la opción de aumentar el área del espesador, ya que éste es el principal culpable de que el lodo se acumule en exceso y puedan salir sólidos por el rebosadero

### Solución C

Otra solución sería aumentar el área de espesador ya que para los caudales de lodo que se producen en la empresa, parece ser que éste se queda pequeño. Un aumento en el área evita el problema de la sobre-acumulación de lodos, pero no tiene por qué suponer una mejora en el espesado del lodo.

Como se ha visto en el apartado 5.4.2. el área mínima que garantiza la no salida de lodos por el rebosadero es de 20,6 m<sup>2</sup>. Para dar cierto margen de seguridad al resultado adoptaremos finalmente un área de 24 m<sup>2</sup>, es decir, justamente el triple de la superficie existente actualmente (8 m<sup>2</sup>).

Para conseguir dicho objetivos se podría construir un único espesador con dicha área o bien aprovechar el ya existente y colocar uno o dos espesadores más. Si se deja el espesador actual, habría que colocar otro espesador nuevo con una superficie de 16 m<sup>2</sup>, o bien colocar dos espesadores más idénticos al ya existente (8 m<sup>2</sup>).

Debido a motivos económicos y de espacio, se opta por colocar un espesador más de 16 m<sup>2</sup>, aprovechando el ya existente. El caudal de entrada de lodo al proceso de espesado será el mismo al ya existente (46 m<sup>3</sup>/día), pero en esta ocasión el caudal estará dividido en dos: 15 m<sup>3</sup>/día hacia el espesador actual y unos 30 m<sup>3</sup>/día hacia el nuevo espesador. Respecto al caudal de salida hacia el filtro prensa, éste debe ser como máximo igual al que existe en la actualidad. Actualmente se tratan unos 36 m<sup>3</sup>/día, lo que significa que del espesador actual el caudal extraído será de unos 12 m<sup>3</sup>/día, mientras que el caudal extraído del nuevo espesador será de 24 m<sup>3</sup>/día.

Al aumentar el área total, el nuevo flujo de sólidos que entra a los distintos espesadores será menor al que existe en la actualidad, por lo que se evita el problema de la posible salida de sólidos por el rebosadero.

$$SF_{\text{espesadores}} = \frac{Q_E \cdot C_E}{A} = \frac{46 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \cdot \frac{1 \text{ día}}{24 \text{ horas}} \cdot 6,5 \text{ g/l}}{24 \text{ m}^2} = 0,507 \frac{\text{kg}}{\text{m}^2} \cdot h$$

Respecto al caudal de extracción, en el mismo espesador se pasa de extraer unos 36 m<sup>3</sup>/día a extraer 12 m<sup>3</sup>/día. Esta reducción en el caudal de salida implica un mayor tiempo de permanencia del lodo en el espesador, lo que mejorará el espesado llegando el lodo mucho más concentrado hacia el proceso de deshidratación (filtro prensa).

Si además se quisiera espesar aún más el lodo, se podría barajar la opción de acondicionar el lodo añadiendo polielectrolito tal y como se hacía en la solución B.

Una vez conocida la superficie mínima necesaria del nuevo espesador ( $16 \text{ m}^2$ ) y sabiendo que el calado de los espesadores por gravedad debe oscilar entre 2,5 y 4 metros, calcularemos el volumen total del nuevo espesador. Para estar del lado de la seguridad cogeremos el valor más grande (4 metros) por lo que el nuevo espesador tendrá un volumen de unos  $45 \text{ m}^3$ .

#### 5.5.1. Valoración económica

##### Solución A

Consiste en la instalación de un total de 90 placas. Para ello se instalará un filtro prensa nuevo con 50 placas y ampliará el ya existente de 30 a 40 placas.

- Filtro prensa nuevo, idéntico al actual, ya con 50 placas: 78100 euros
- Ampliación del filtro prensa actual, de 30 a 40 placas: 6400 euros

TOTAL = 84500 euros

El precio de los filtros prensa ha sido facilitado por la empresa Galol S.A.

##### Solución B

Consiste en el acondicionamiento del lodo a espesar utilizando para ello una dosis de polielectrolito catiónico ECOPOL de 10 ml por litro de lodo.

A partir de una dosis de 10 ml/l, si sabemos que cada día se tratan unos 46000 litros, la dosis óptima de polielectrolito utilizada realmente será de 460 litros/día.

- *Dosis = 10 ml de poli/litro de agua tratada x 46000 litros de agua tratada/día = 460 litros de poli/día*

De estos 460 litros sabemos que tan solo 0,2% es polielectrolito y el resto es agua, por lo que la cantidad de polielectrolito utilizado cada día será de 0,92litros.

- *Volumen de polielectrolito comercial = 460 litros/día x 0,2/100 = 0,92 litros /día*

Además sabemos que el precio del polielectrolito es de 3,36 euros/litro.

- *Precio = 3,36 euros/litro x 0,92 litros/día = **3,091 euros/día***

Todo esto supone un gasto económico al año de unos 1100 euros en polielectrolito catiónico. A esto habría que sumarle el precio de la instalación de tuberías, una bomba dosificadora y un mezclador hidráulico en línea (difusor).

Sin embargo esta opción tiene como ventaja un ahorro en el precio de la gestión de lodo seco, ya que se producirá menor volumen de lodo y además este estará más concentrado, por lo que la deshidratación se mejorará.

Suponiendo una mejora del 10% en la sequedad del lodo deshidratado (actualmente la sequedad es del 20%), implica una reducción en la producción del lodo seco que pasaría de una producción de unos 239 Tn/año a unos 210 Tn/año.

Sabiendo que el precio de gestión del lodo es de 118 euros/tonelada, una reducción anual de unas 29 toneladas en la producción de lodo seco supondría un ahorro económico de unos 3400 euros al año.

### **Solución C**

La última opción consiste en la construcción de un nuevo espesador de 45 m<sup>3</sup>, que junto al ya existente facilita el espesado del lodo y evita que se escapen sólidos por el rebosadero. Partiendo de un informe de Galol S.A. en el que se indica que un espesador de 20 m<sup>3</sup> tiene un precio de 16000 euros, suponemos que uno de 45 m<sup>3</sup> tendrá un precio aproximado del doble, por lo que el nuevo espesador supondría un gasto aproximado de 30000 euros.

## **5.6. CONCLUSIONES FINALES**

### **Espesado y deshidratación**

Después de estudiar las tres soluciones detalladamente queda claro que la opción A es inviable tanto desde el punto de vista económico como desde el punto de vista estructural, ya que actualmente no existe demasiado espacio para colocar el filtro prensa nuevo.

La solución C también parece suponer un desembolso económico importante, por lo que quedaría descartada también.

La solución B es la más económica. Supone un gasto en polielectrolito y en instalaciones para el acondicionamiento, pero tiene la ventaja de suponer un ahorro económico en la gestión de lodo (mejora en la deshidratación).

Sin embargo, quizás la mejor opción sería combinar tanto la solución B como la C. Para ello sería necesario la construcción de un nuevo espesador más grande, ya que el que existe en la actualidad resulta insuficiente.

El nuevo espesador reducirá el problema del posible escape de sólidos por el rebosadero. Además, la segregación de los caudales de lodo de entrada a los distintos espesadores, así como la reducción del caudal de extracción de cada uno haría que el lodo permaneciera más tiempo en el interior del tanque, mejorando el proceso de espesado. Si a esto, le sumas el acondicionamiento del lodo mediante el uso de un polielectrolito se consigue que el lodo llegue con mucha menos agua al proceso de deshidratación mecánica, consiguiéndose, por lo tanto, un lodo mucho más seco y un ahorro económico importante a la hora de gestionarlo.

### **Reactores de tratamiento**

El objetivo de optimizar el proceso de coagulación-floculación y sedimentación, es conseguir mantener el nivel del manto de lodo lo más bajo posible, evitando así la posible salida de este por el orificio de salida de agua clarificada. Esto se consigue aumentando el tiempo de floculación a 10 minutos, así como aumentando el gradiente de velocidad a 190 s<sup>-1</sup>. Un incremento en la velocidad y en el tiempo supone un incremento en el gasto energético, que es compensado por el ahorro económico procedente del menor volumen en la dosis de polielectrolito (se pasa de 0,5 ml/l a 0,2 ml/l).

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Arboleda, J. 1973. Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Serie Técnica.
- ASCE and WEF. 1998. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants (fourth edition). Manual of Practice 8.
- AWWA, ASCE y CSSE. 1971. Water treatment plant design
- Camp, T. 1955. Flocculation and Flocculation Basins. ASCE
- Camp, T. Sedimentation and the design of the settling tanks. ASCE.
- Contreras Barrera, Javier. 2010. Modelación del sedimentador secundario en planta de lodos activados. Departamento de Ingeniería Civil.
- Duque Sarango, Paola. 2012. Estudio de la influencia de la adición de cloruro férrico en la sedimentabilidad de los fangos activados. Universidad Politécnica de Valencia.
- ENOHSa. Fundamentación. Capítulo VII. Floculación
- Ekama, G.P.; Barnard, J.L.; Gunther, F.W. Secondary settling tanks: theory, modeling, design and operation. Scientific and technical report nº6.
- Ferrer Polo, José; Seco Torrecillas, Aurora. 2010. Tratamiento físicos y químicos de aguas residuales. Edición Universidad Politécnica de Valencia.
- Metcalf & Eddy, Inc. 1995. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización (tercera edición). McGraw-Hill.
- Moreno Almerich, Amparo. 2006. Estudio de la sedimentabilidad de los fangos secundarios de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford España en Almussafes (Valencia). Universidad Politécnica de Valencia
- National Biosolids Partnership. 2006. National Manual of Good Practice for Biosolids (Chapter 5. Solids thickening and dewatering system)
- Patry G.G.; Takács I. 1992. Settling of Flocculent Suspensions in Secondary Clarifiers. Water Research.
- Pérez, J.M. 1978. Sedimentación. Curso sobre tecnologías de tratamiento de agua para países en desarrollo. CEPIS-CIFCA
- Vega Guzmán, J.C.; Villacreses Zambrano, J.A. 2006. Estudio del Fenómeno de Sedimentación en el Tratamiento del Agua en Tres Casos de Estudio. Escuela Superior Técnica del Litoral. Guayaquil (Ecuador).
- Wang, L.K.; Yung-Tse Hung; Shamas, N.K. 2005. Handbook of Environmental Engineering (vol. 3). Physicochemical Treatment Processes.

**ANEXOS**



ANEXO I

JAR TEST

1.1. Tiempo de mezcla lenta

Ensayo	Estudio tiempo de mezcla lenta									
	Jarra	ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	Vol lodo(ml)	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS
1	1	9,31	3	528	3,10	99,41	132			
	2	9,33	6	513	2,94	99,43	134			
	3	9,25	9	515	3,22	99,38	122			
	4	9,28	12	522	3,31	99,37	125			
	5	9,48	15	515	3,13	99,39	124			
	6	9,24	18	516	3,95	99,24	124			
2	1	9,31	3	206	3,39	98,36	78	187	14,73	92,12
	2	9,33	6	176	2,79	98,41	81		12,00	93,58
	3	9,25	9	173	2,56	98,52	77		12,00	93,58
	4	9,28	12	175	2,52	98,56	77		12,33	93,40
	5	9,48	15	168	2,25	98,67	75		11,67	93,76
	6	9,24	18	169	3,07	98,18	75		13,33	92,87
3	1	9,38	3	325	15,02	95,38	60	262	15,00	94,27
	2	9,33	6	319	10,39	96,75	59		12,33	95,29
	3	9,59	9	319	10,08	96,84	53		13,33	94,91
	4	9,3	12	320	9,54	97,02	57		12,67	95,17
	5	9,38	15	319	10,16	96,82	57		10,67	95,93
	6	9,36	18	318	9,58	96,99	56		10,67	95,93
4	1	9,28	3	315	16,63	94,72	62	262	28,00	89,31
	2	9,37	6	316	14,77	95,32	56		21,33	91,86
	3	9,34	9	313	15,53	95,04	54		23,00	91,22
	4	9,41	12	314	13,81	95,61	52		23,33	91,09
	5	9,3	15	316	14,20	95,51	54		22,67	91,35
	6	9,42	18	311	13,79	95,56	56		22,33	91,48
5	1	9,4	3	408	4,22	98,96	120	1104	10,33	99,06
	2	9,33	6	397	3,64	99,08	119		10,33	99,06
	3	9,35	9	401	2,05	99,49	116		10,67	99,03
	4	9,33	12	396	2,14	99,46	118		9,67	99,12
	5	9,49	15	404	2,32	99,43	118		10,00	99,09
	6	9,39	18	409	2,48	99,39	118		12,33	98,88
6	1	9,37	3	397	4,53	98,86	118	1104	12,67	98,85
	2	9,41	6	397	3,28	99,17	113		12,00	98,91
	3	9,33	9	401	2,35	99,41	112		9,33	99,15
	4	9,4	12	395	2,08	99,47	112		10,67	99,03
	5	9,41	15	401	2,79	99,31	116		12,00	98,91
	6	9,31	18	399	2,76	99,31	119		12,67	98,85

7	1	9,36	10	165	2,61	98,42	109			
	2	9,45	12	164	2,38	98,55	100			
	3	9,35	14	166	2,29	98,62	97			
	4	9,5	16	170	2,52	98,51	102			
	5	9,27	18	164	2,45	98,51	102			
	6	9,45	20	170	2,77	98,37	99			
8	1	9,4	10	161	1,69	98,95	104			
	2	9,52	12	162	1,72	98,94	97			
	3	9,51	14	162	1,58	99,02	94			
	4	9,37	16	165	2,29	98,62	94			
	5	9,38	18	162	2,51	98,45	93			
	6	9,49	20	163	2,16	98,67	94			

1.2. Gradiente de velocidad medio

Ensayo 1									
Gradiente de velocidad medio 138 s <sup>-1</sup>									
Jarra	Ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS	Vol lodo(ml)
1	9,38	3	325	15,02	95,38	262,00	15,00	94,27	60
2	9,33	6	319	10,39	96,75		12,33	95,29	59
3	9,59	9	319	10,08	96,84		13,33	94,91	53
4	9,3	12	320	9,54	97,02		12,67	95,17	57
5	9,38	15	319	10,16	96,82		10,67	95,93	57
6	9,36	18	318	9,58	96,99		10,67	95,93	56
Gradiente de velocidad medio 63 s <sup>-1</sup>									
Jarra	Ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS	Vol lodo(ml)
1	9,28	3	315	16,63	94,72	262,00	28,00	89,31	62
2	9,37	6	316	14,77	95,32		21,33	91,86	56
3	9,34	9	313	15,53	95,04		23,00	91,22	54
4	9,41	12	314	13,81	95,61		23,33	91,09	52
5	9,3	15	316	14,20	95,51		22,67	91,35	54
6	9,42	18	311	13,79	95,56		22,33	91,48	56

MÁSTER EN INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

Ensayo 2									
Gradiente de velocidad medio 138 s <sup>-1</sup>									
Jarra	Ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS	Vol lodo(ml)
1	9,42	10	161	1,77	98,90	410,00	7,33	98,21	107
2	9,52	12	157	1,97	98,75		7,33	98,21	103
3	9,4	14	162	1,66	98,97		8,67	97,89	97
4	9,54	16	159	1,79	98,88		9,33	97,72	102
5	9,53	18	163	1,85	98,87		9,33	97,72	103
6	9,45	20	165	1,61	99,03		8,67	97,89	99
Gradiente de velocidad medio 204 s <sup>-1</sup>									
Jarra	Ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS	Vol lodo(ml)
1	9,4	3	161	1,69	98,95	262,00	8,00	98,05	104
2	9,52	6	162	1,72	98,94		7,33	98,21	97
3	9,51	9	162	1,58	99,02		8,00	98,05	94
4	9,37	12	165	2,29	98,62		10,00	97,56	94
5	9,38	15	162	2,51	98,45		10,67	97,40	93
6	9,49	18	163	2,16	98,67		8,67	97,89	94
Gradiente de velocidad medio 87 s <sup>-1</sup>									
Jarra	Ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS	Vol lodo(ml)
1	9,36	3	165	2,61	98,42				109
2	9,45	6	164	2,38	98,55				100
3	9,35	9	166	2,29	98,62				97
4	9,5	12	170	2,52	98,51				102
5	9,27	15	164	2,45	98,51				102
6	9,45	18	170	2,77	98,37				99

MÁSTER EN INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

Ensayo 3									
Gradiente de velocidad medio 138 s <sup>-1</sup>									
Jarra	Ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS	Vol lodo (ml)
1	9,4	3	408	4,22	98,96	1104,00	10,33	99,06	120
2	9,33	6	397	3,64	99,08		10,33	99,06	119
3	9,35	9	401	2,05	99,49		10,67	99,03	116
4	9,33	12	396	2,14	99,46		9,67	99,12	118
5	9,49	15	404	2,32	99,43		10,00	99,09	118
6	9,39	18	409	2,48	99,39		12,33	98,88	118
Gradiente de velocidad medio 190 s <sup>-1</sup>									
Jarra	Ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS	Vol lodo (ml)
1	9,37	3	397	4,53	98,86	1104,00	12,67	98,85	118
2	9,41	6	397	3,28	99,17		12,00	98,91	113
3	9,33	9	401	2,35	99,41		9,33	99,15	112
4	9,4	12	395	2,08	99,47		10,67	99,03	112
5	9,41	15	401	2,79	99,31		12,00	98,91	116
6	9,31	18	399	2,76	99,31		12,67	98,85	119
Gradiente de velocidad medio 240 s <sup>-1</sup>									
Jarra	Ajuste pH	T (min)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS	Vol lodo (ml)
1	9,39	3	448	4,51	98,99				122
2	9,33	6	448	3,86	99,14				121
3	9,35	9	441	3,58	99,19				121
4	9,38	12	434	4,16	99,04				121
5	9,43	15	436	4,50	98,97				122
6	9,39	18	423	4,42	98,96				124

1.3. Dosis de polielectrolito

Estudio dosis polielectrolito aniónico 1										
Ensayo	Jarra	Ajuste ph	Dosis poli (ml)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	Vol lodo (ml)	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS
27/03/2012	1	9,38	0	319	9,25	97,10	118			
	2	9,29	0,1	279	1,93	99,31	113			
	3	9,27	0,3	294	2,13	99,27	118			
	4	9,55	0,5	359	2,11	99,41	127			
	5	9,45	0,8	377	1,86	99,51	124			
	6	9,28	1	374	2,46	99,34	124			
	1	9,41	0	394	7,04	98,21	124			
	2	9,3	0,5	410	2,48	99,40	129			
	3	9,36	1	413	2,98	99,28	125			
	4	9,27	1,5	419	3,11	99,26	125			
	5	9,32	2	422	3,06	99,27	125			
	6	9,27	2,5	410	3,55	99,13	125			
10/04/2012	1	9,56	0	166	5,88	96,45	74	187,00	23,67	87,34
	2	9,43	0,1	168	2,98	98,22	75		15,67	91,62
	3	9,42	0,2	168	2,29	98,63	72		12,00	93,58
	4	9,5	0,5	173	2,50	98,56	75		11,00	94,12
	5	9,53	0,8	166	2,19	98,68	78		12,00	93,58
	6	9,33	1	171	1,60	99,06	81		13,33	92,87
17/04/2012	1	9,43	0	344	25,43	92,61	65	262,00	8,00	96,95
	2	9,4	0,1	346	9,19	97,34	65		7,67	97,07
	3	9,38	0,2	345	6,04	98,25	63		7,00	97,33
	4	9,28	0,5	347	6,02	98,27	66		7,00	97,33
	5	9,38	0,8	345	4,55	98,68	68		6,67	97,46
	6	9,36	1	347	5,74	98,35	68		7,67	97,07
24/04/2012	1	9,47	0	84	7,05	91,58	79			
	2	9,31	0,1	85	2,38	97,18	82			
	3	9,4	0,2	90	1,31	98,55	82			
	4	9,35	0,5	90	1,48	98,36	82			
	5	9,6	0,8	90	1,97	97,80	87			
	6	9,31	1	88	2,03	97,69	85			
04/05/2012	1	9,5	0	195	7,33	96,42	104	333,33	17,80	94,66
	2	9,26	0,1	196	3,50	98,49	104		9,60	97,12
	3	9,4	0,3	197	2,34	98,77	109		10,60	96,82
	4	9,52	0,5	199	2,96	98,62	110		9,20	97,24
	5	9,5	0,8	195	2,71	98,75	119		10,40	96,88
	6	9,25	1	197	3,45	98,80	112		8,40	97,48

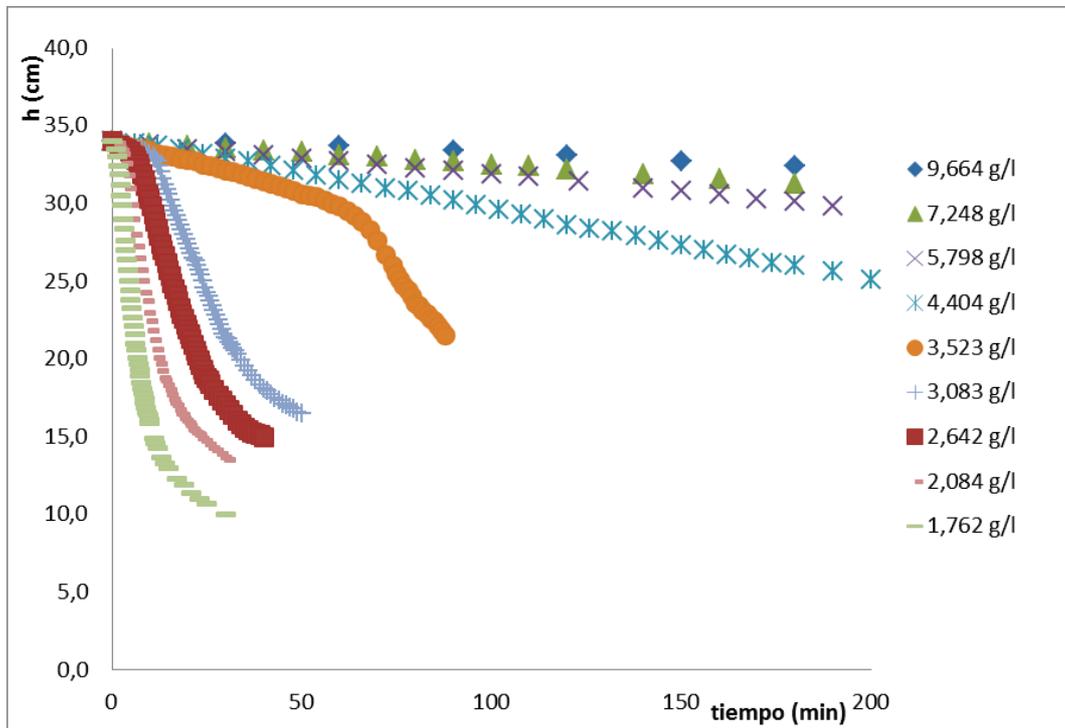
Estudio dosis polielectrolito aniónico 2							
Ensayo	Jarra	Ajuste ph	Dosis poli (ml)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	Vol lodo (ml)
24/04/2012	1	9,43	0	94	7,05	92,46	78
	2	9,51	0,5	92	2,38	97,41	82
	3	9,47	1	92	1,34	98,53	82
	4	9,65	1,5	97	1,48	98,47	79
	5	9,47	2	94	1,99	97,90	81
	6	9,5	2,5	92	2,03	97,79	79
	1	9,45	0	107	8,76	91,79	77
	2	9,38	1	118	2,94	97,52	81
	3	9,44	2	112	1,89	98,31	84
	4	9,3	3	105	1,96	98,12	81
	5	9,51	4	118	2,04	98,27	82
	6	9,48	5	111	3,28	97,04	81
04/05/2012	1	9,35	0	207	7,30	96,47	110
	2	9,35	0,1	209	5,94	97,15	106
	3	9,42	0,3	202	4,06	97,99	104
	4	9,36	0,5	207	3,71	98,21	107
	5	9,59	0,8	201	3,24	98,39	122
	6	9,65	1	200	2,02	98,99	113
05/05/2012	1	9,35	0	175	7,42	95,75	99
	2	9,35	0,1	170	6,49	96,19	94
	3	9,42	0,3	178	5,88	96,70	100
	4	9,36	0,6	172	5,24	96,96	106
	5	9,59	1	176	4,72	97,31	102
	6	9,65	1,5	171	3,10	98,19	104

MÁSTER EN INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

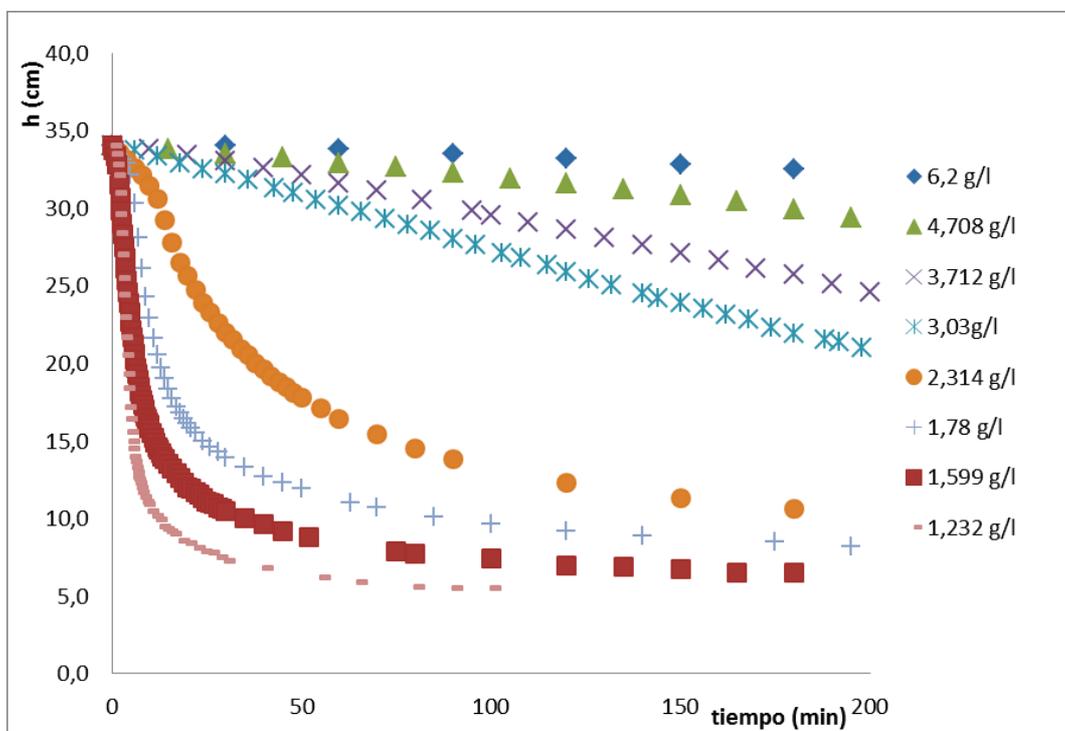
Estudio dosis polielectrolito catiónico 1										
Ensayo	Jarra	Ajuste ph	Dosis poli (ml)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	Vol lodo (ml)	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS
15/05/2012	1	9,35	0	175	7,42	95,75	99			
	2	9,35	0,1	170	6,49	96,19	94			
	3	9,42	0,3	178	5,88	96,70	100			
	4	9,36	0,6	172	5,24	96,96	106			
	5	9,59	1	176	4,72	97,31	102			
	6	9,65	1,5	171	3,10	98,19	104			
	1	9,35	0	175	7,42	95,75	99	300,00	13,33	95,56
	2	9,35	0,1	170	6,49	96,19	94		14,00	95,33
	3	9,42	0,3	178	5,88	96,70	100		9,33	96,89
	4	9,36	0,6	172	5,24	96,96	106		8,67	97,11
	5	9,59	1	176	4,72	97,31	102		6,67	97,78
	6	9,65	1,5	171	3,10	98,19	104		8,67	97,11
22/05/2012	1	9,35	0	175	7,42	95,75	99			
	2	9,35	0,1	170	6,49	96,19	94			
	3	9,42	0,3	178	5,88	96,70	100			
	4	9,36	0,6	172	5,24	96,96	106			
	5	9,59	1	176	4,72	97,31	102			
	6	9,65	1,5	171	3,10	98,19	104			

Estudio dosis polielectrolito catiónico 2										
Ensayo	Jarra	Ajuste ph	Dosis poli (ml)	turbidez <sub>o</sub>	turbidez <sub>f</sub>	% elim turb	Vol lodo (ml)	SS <sub>o</sub> (mg/l)	SS <sub>f</sub> (mg/l)	% elim SS
18/05/2012	1	9,3	0	285	19,91	93,01	96		17,60	94,72
	2	9,45	1	283	9,68	96,58	90	333,00	13,20	96,04
	3	9,37	2	281	8,95	96,82	88		13,60	95,92
	4	9,32	3	288	5,57	98,06	84		12,50	96,25
	5	9,42	4	279	6,83	97,56	85		11,00	96,70
	6	9,44	5	288	5,26	98,17	84		8,80	97,36
	1	9,45	0	287	18,61	93,51	94		333,00	17,60
	2	9,38	2	278	6,84	97,54	85	13,20		96,04
	3	9,49	4	284	6,61	97,67	84	13,60		95,92
	4	9,31	6	288	4,66	98,38	85	12,50		96,25
	5	9,35	8	291	4,87	98,32	85	11,00		96,70
	6	9,3	10	280	5,55	98,02	90	8,80		97,36
22/05/2012	1	9,35	0	231	9,29	95,98	106	371,00	18,00	95,15
	2	9,46	1	230	5,70	97,52	103		8,80	97,63
	3	9,32	2	234	3,81	98,37	102		8,40	97,74
	4	9,36	3	233	5,08	97,82	103		8,33	97,75
	5	9,34	4	230	3,95	98,28	104		8,10	97,82
	6	9,39	5	234	4,29	98,16	104		9,47	97,45

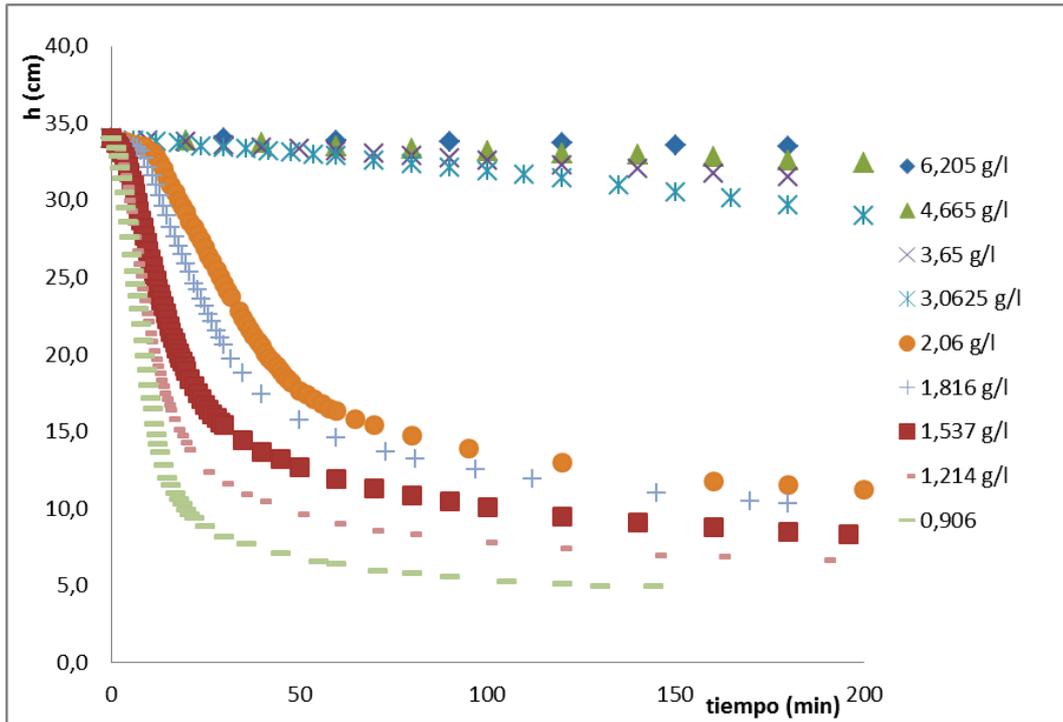
2.1. Curvas de sedimentación zonal



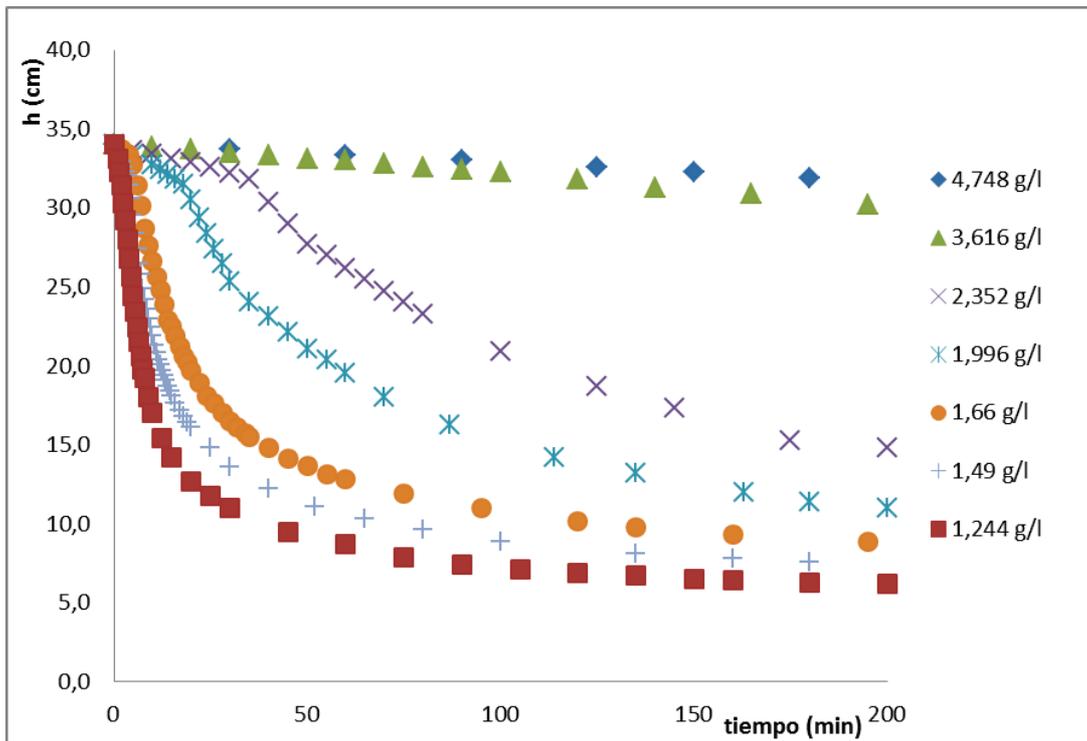
Altura de la interfase en función del tiempo para distintas concentraciones de sólidos en el ensayo realizado el día 18/01/2012



Altura de la interfase en función del tiempo para distintas concentraciones de sólidos en el ensayo realizado el día 26/01/2012

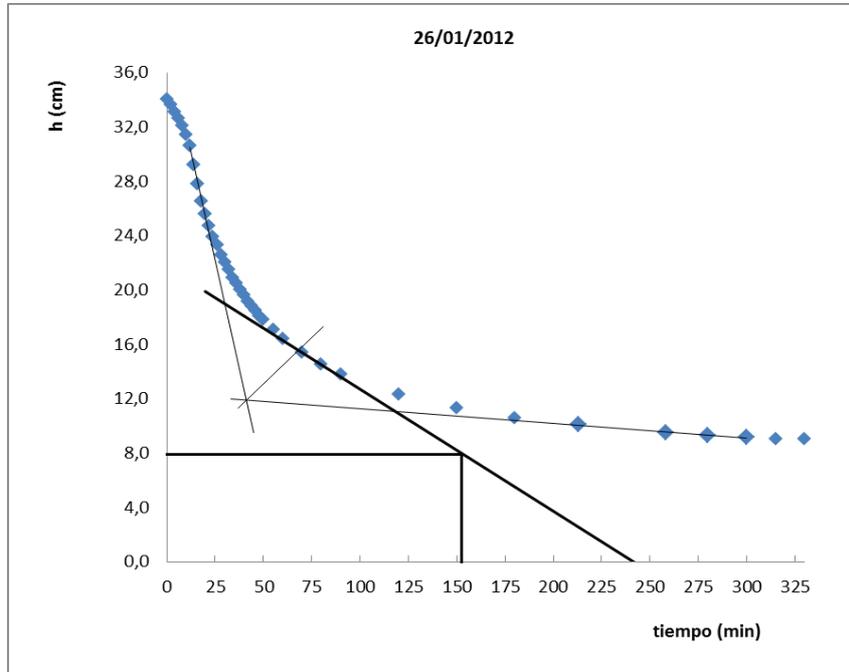


Altura de la interfase en función del tiempo para distintas concentraciones de sólidos en el ensayo realizado el día 01/02/2012

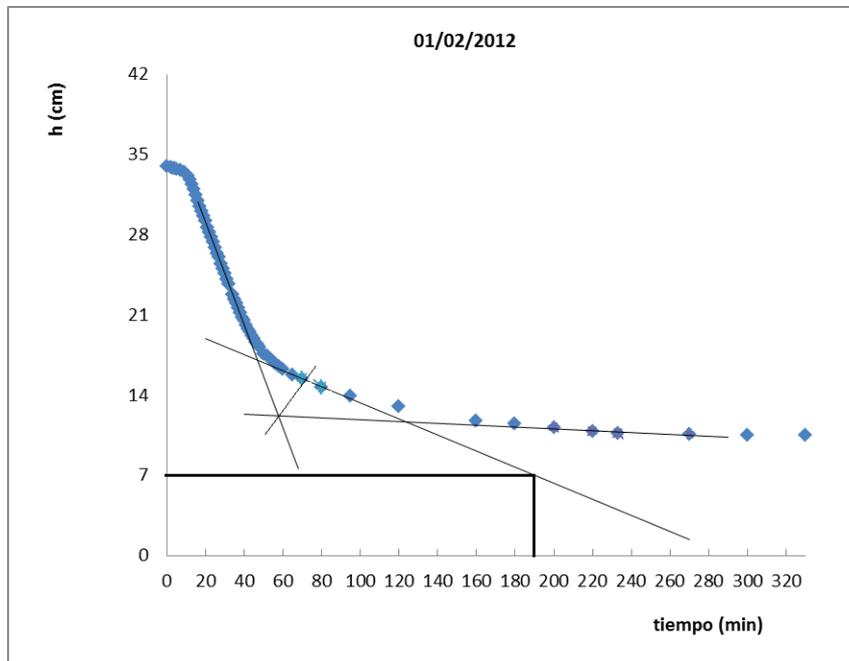


Altura de la interfase en función del tiempo para distintas concentraciones de sólidos en el ensayo realizado el día 28/02/2012

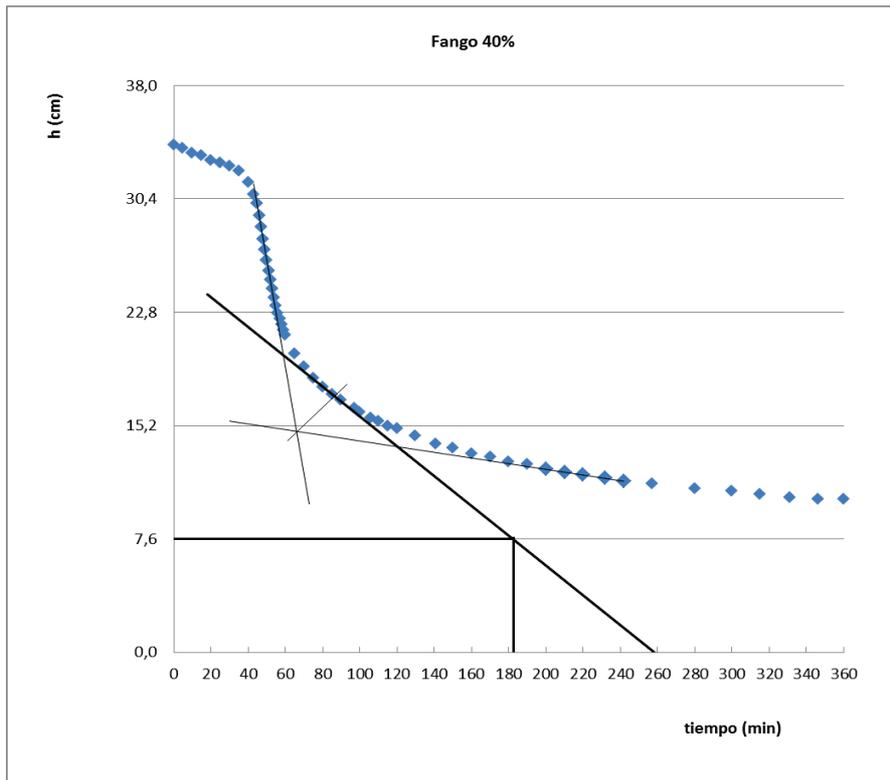
3.1. Determinación de la superficie necesaria a partir de los resultados de un ensayo de sedimentación simple (batch)



Análisis de la curva de sedimentación del lodo obtenido el día 26/01/2012

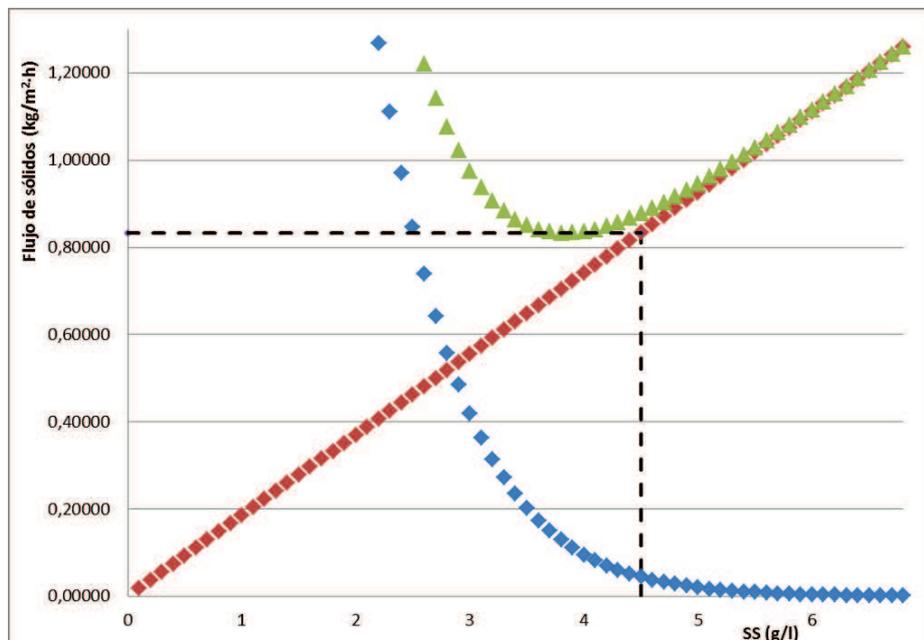


Análisis de la curva de sedimentación del lodo obtenido el día 01/02/2012

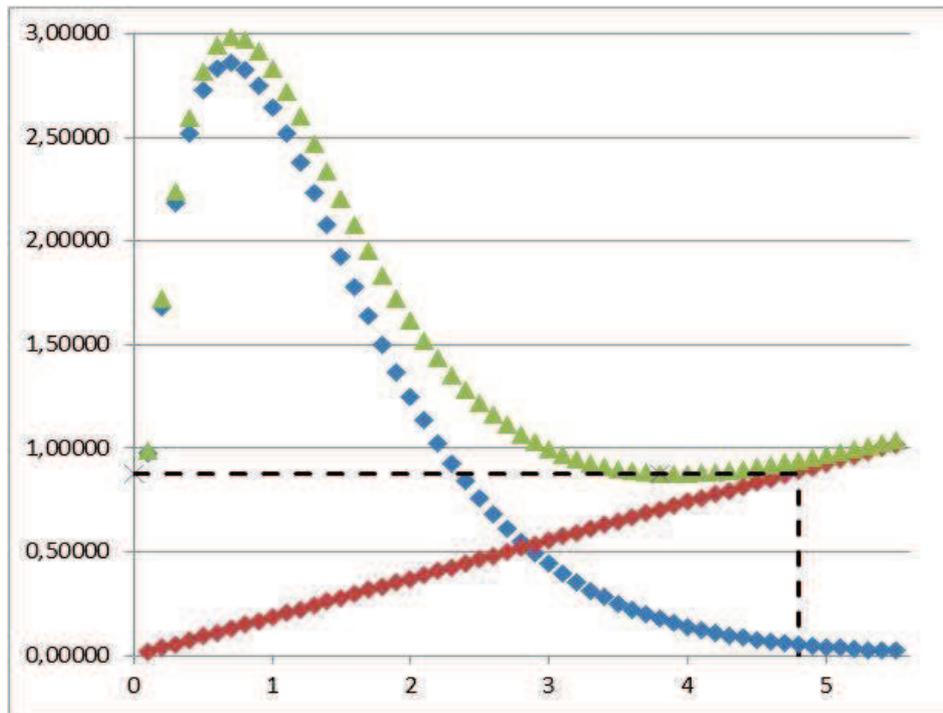


Análisis de la curva de sedimentación del lodo obtenido el día 08/02/2012

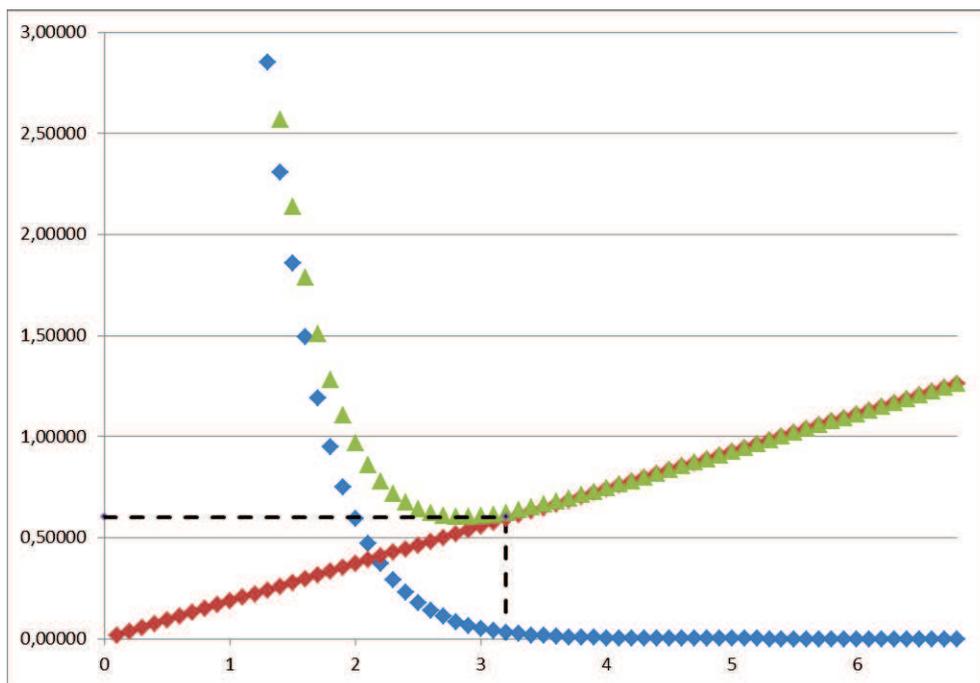
**3.2. Determinación de la superficie necesaria a partir del análisis del flujo de sólidos.**



Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido el día 26/01/2012



Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido el día 08/02/2012



Flujo de sólidos en función de la concentración de sólidos suspendidos para el lodo obtenido el día 28/02/2012