

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA

**DEPARTAMENTO DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DE LA
NAVEGACIÓN Y DE LA CONSTRUCCIÓN NAVAL**

ÁREA: CONSTRUCCIONES NAVALES

TESIS DOCTORAL

**APLICACIÓN DE CAMPOS ELECTROMAGNÉTICOS
EN LA ELIMINACIÓN Y CONTROL DE LA
PELÍCULA BIOLÓGICA EN INTERCAMBIADORES DE CALOR
TUBULARES REFRIGERADOS POR AGUA DE MAR**

AUTOR: D. SERGIO GARCÍA GÓMEZ

DIRECTOR: Dr. ALFREDO TRUEBA RUIZ

Santander, diciembre de 2015

***“Investigar significa pagar la entrada por adelantado y entrar
sin saber lo que se va a ver”***

J. Robert Oppenheimer

Agradecimientos

Escribiendo estas palabras, echo una mirada atrás y analizo la derrota recorrida en mis cartas náuticas, donde visiono mis primeros rumbos con los que me inicié en el programa doctoral. Durante aquellos días, aprendía las diferentes metodologías sobre la navegación y las aplicaciones prácticas para la realización de una buena singladura. Después de aquella formación, adquirí los conocimientos necesarios para la planificación de una navegación y las herramientas para llevarla a cabo.

En esta travesía náutica he padecido diversos temporales, navegación a la deriva y aparición de vías de agua que me hicieron pensar en abandonar, pero la constancia y el esfuerzo me han guiado por un buen rumbo de vientos y corrientes favorables. Es ahora, cuando empiezo a avistar las luces que delimitan la bocana del puerto de destino.

La persona que más me ha ayudado en mi travesía ha sido el Dr. Alfredo Trueba, que me marcó un rumbo en la investigación y me mostró el mejor método de corrección de mis derivas, originadas por los fuertes vientos y corrientes adversas. Gracias a sus profundos conocimientos sobre la navegación, a su apoyo y ayuda más allá de sus competencias, he logrado el rumbo deseado para que esta singladura llegue a su fin.

Esta navegación no se hubiera producido sin la colaboración de la Universidad de Cantabria y de los miembros del Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación y Construcción Naval, que cedieron todos sus medios para dar origen y consecución al viaje en el que me embarqué hace siete años.

Otros navegantes que colaboraron en el comienzo y durante mi travesía fueron D. José Alberto González y D. Andrés Sánchez, que me ayudaron a aparejar mi nave y me advirtieron sobre los peligros no registrados en las cartas.

Otra persona que me ha ayudado durante esta travesía es mi padre, D. Joaquín García, que puso todos sus conocimientos de Ingeniería Química a mi disposición para ayudarme en la comprensión de la derrota y el análisis de la misma. Además, vigiló el rumbo y cumplimentó del diario de bitácora durante mi ausencia.

Esta larga navegación ha producido un distanciamiento con mi familia, debido a que he sacrificado un valioso tiempo con mi mujer Elena y mis hijos Sergio y Rebeca. Tengo la esperanza de que algún día me perdonen por no haberles atendido el tiempo necesario durante estos años de navegación.

En esta larga travesía quiero agradecer la ayuda prestada al Laboratorio de Química de Nuclenor, que me aprovisionó cuando lo necesitaba y me cedió sus instrumentos náuticos para que encontrase el rumbo correcto.

Recuerdo una recalada en la que me quedé a la deriva, y agradezco la ayuda que me prestó el Sr. Charles-Henri Faure que me envió un nuevo timón en dos pleamares. Además, hemos mantenido diversas conversaciones sobre esta navegación, que me han ayudado a comprenderla.

Durante una noche de esta tortuosa singladura, cuando la moral estaba baja, los brazos de la vergas se rodearon de un fuego lívido y en la aguja del mástil lució una lengua de fuego que parecía arder y entonces creí abandonar, pero el Dr. Alfonso Badiola y el Dr. Pedro Casares me ayudaron a comprender que el fuego de San Telmo no debía detenerme y tenía que continuar superando las adversidades que me acaecían.

Cuando en el horizonte se divisaba el fin de la travesía, los vientos contrarios me impedían terminar mi singladura y, gracias al apoyo del Dr. Ramón Martínez, pude tensar mi cabuyería y trimar perfectamente el aparejo para poder llegar al fin de mi larga y tortuosa navegación.

Y muy especialmente a mi madre..., quien no ha podido ver el final de esta dura y larga navegación.

Resumen

El biofouling marino origina uno de los capítulos de gasto más importantes de las plantas industriales que utilizan o están en contacto con agua de mar en sus sistemas de refrigeración. Cuando el agua de mar no se trata adecuadamente, la contaminación biológica puede causar problemas notables de pérdida de rendimiento de las instalaciones. Para minimizar el impacto económico debido a las paradas de producción originadas por proceder a la limpieza de los depósitos originados por la contaminación biológica, los procesos industriales incorporan métodos para la eliminación y el control de sus efectos, permitiendo mantener una adecuada eficiencia en el funcionamiento de los equipos sin originar daños apreciables al medio ambiente.

Los estudios de numerosos investigadores han permitido desarrollar en las últimas décadas, dos grandes grupos de estrategias para controlar y reducir esta contaminación biológica: los tratamientos químicos y los tratamientos físicos. El impacto medioambiental de los tratamientos químicos ha llevado a prestar especial atención a los tratamientos físicos, entre los que la aplicación de campos electromagnéticos, radiaciones ultravioleta y ultrasonidos ocupan un lugar preferente.

El análisis de los efectos de un tratamiento físico con campos electromagnéticos para reducir y/o prevenir la adhesión de la contaminación biológica proveniente del agua de mar utilizada como fluido refrigerante en intercambiadores de calor-condensadores es el objetivo principal de este trabajo. La experimentación se desarrolló dentro de la línea de investigación *“Biofouling en intercambiadores de calor-condensadores”* desarrollada por el grupo de investigación *“Biofouling”*, cuyos integrantes pertenecen al

Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación y de la Construcción Naval de la Universidad de Cantabria, y se llevó a cabo en una planta piloto ubicada en la Escuela Técnica Superior de Náutica utilizando agua de mar de la bahía de Santander.

Los resultados mostraron que la aplicación de campos electromagnéticos como método antifouling en la citada planta experimental, produjo una reducción global de los efectos de la contaminación biológica de entre el 10% y el 40%, respecto a los sistemas de control sin tratamiento. Además, la eficacia del tratamiento se mostró dependiente de variables como la velocidad de flujo de agua de mar y el material de construcción de los tubos del intercambiador de calor, afectando en mayor medida a la eliminación de precipitados de sales de calcio que a las estructuras de origen microbiológico de la biopelícula.

Abstract

Marine biofouling adhesion is one of the more important cost of industries plants on wide world, which use or are in contact with seawater for cooling. When seawater is not treated by means of effective system, biofouling can cause many problems of loss performance. To avoid spending a lot of money on stops to production for cleaning of biofouling, industrial processes must to use some method in the fighting and control against biofouling to keeping properly efficiency on equipment without environment damage.

Researches groups have been developed two main strategies to control and reduce of biofouling in last decades; physical and chemical treatments. The environment impact of biocides from chemical treatment against biofouling has lead researching to other ways to reduce of biofouling, as physical treatments of electromagnetic fields, ultraviolet radiations, ultrasonics, etc.

The physical treatment of electromagnetic fields has been researched for prevent and reduce the adhesion of biofouling from seawater at heat exchangers, this unmatched before. The experiment was carried out in a pilot plant located at the High Technical School of Nautical of Cantabria University with cooling seawater from Santander bay, and this research is inside of way research *"Biofouling in heat exchanger-condenser"* of research group of *"Biofouling"* that people work to the Department of Sciences and Techniques of Navigation and Shipbuilding.

The results show that the application of CEM produces an overall reduction in the effects of biofouling (antifouling effect) which can be encrypted between 10% and 40%, relative to that observed in control untreated systems. Furthermore, the effectiveness of treatment is dependent on the variables

shown as the flow rate of seawater and the material of construction of the heat exchanger tubes and affects largely to remove calcium salts precipitates than other structures of microbiologically biofilm.

Índice

I. INTRODUCCIÓN

I.1. Antecedentes del grupo de investigación	3
I.1.1. Biofouling en estructuras artificiales en contacto con agua de mar	3
I.1.2. Biofouling en intercambiadores de calor-condensadores refrigerados por agua de mar	5
I.1.3. Control de la corrosión en medio marino	6
I.2. Cronología investigadora	7
I.3. Justificación de la investigación	9
I.4. Publicaciones	10
I.4.1. Capítulos de libros	10
I.4.2. Ponencias en congresos	10
I.4.3. Artículos en revistas indexadas	11
I.5. Objetivo general	11

II. ESTADO ACTUAL DE LOS CONOCIMIENTOS

II.1. Introducción	15
II.1.1. Clasificación del fouling	17
II.1.1.1. Fouling biológico	17
II.1.1.2. Fouling por reacción química	17
II.1.1.3. Fouling por corrosión	18
II.1.1.4. Fouling helado	19
II.1.1.5. Fouling por precipitación	19
II.1.1.6. Fouling por partículas	21
II.2. Biofouling	21
II.2.1. Evolución de la investigación del biofouling	23
II.2.2. Microfouling	24

II.2.2.1. Desarrollo de la biopelícula	25
II.2.2.2. Acondicionamiento de la superficie	26
II.2.2.3. Adsorción de moléculas	26
II.2.2.4. Adhesión de los microorganismos	27
II.2.2.5. Maduración	29
II.2.2.6. Simbiosis entre microorganismos	30
II.2.2.7. Crecimiento y dispersión	31
II.2.2.8. Aportación de nutrientes a la biopelícula	32
II.2.2.9. Factores abióticos y bióticos que influyen en el desarrollo de la biopelícula	35
II.2.3. Macrofouling	36
II.2.3.1. Adhesión de macroalgas e invertebrados	37
II.2.3.2. Factores de influencia	37
II.2.4. Efectos producidos por el biofouling en intercambiadores de calor	38
II.3. Intercambiadores de Calor	40
II.3.1. Introducción	40
II.3.2. Aspectos relativos al diseño de intercambiadores de calor	40
II.3.3. Clasificación de los intercambiadores de calor	41
II.3.3.1. En función del objetivo de intercambio de calor	42
II.3.3.2. En función de los procesos de transferencia de calor	43
II.3.3.2.1. Intercambiadores de contacto indirecto o de superficie	43
II.3.3.2.2. Intercambiadores de calor de contacto directo o de mezcla	44
II.3.3.3. En función del número de fluidos que intervienen en el proceso	44
II.3.3.4. En función de la superficie de transferencia	45
II.3.3.4.1. Intercambiadores de gas a líquido	45
II.3.3.4.2. Intercambiadores de líquido a líquido y cambio de fase	46
II.3.3.5. En función de las características constructivas	46
II.3.3.5.1. Intercambiadores tubulares	47
II.3.3.5.2. Intercambiadores de placas	49
II.3.3.5.3. Intercambiadores de calor de superficie extendida	50
II.3.3.5.4. Intercambiadores de calor regenerativos	50
II.3.3.6. En función del sentido relativo del flujo de los fluidos	51
II.3.3.6.1. Intercambiador de paso simple	51
II.3.3.6.2. Intercambiador multipaso	52
II.3.3.7. En función de los mecanismos de transferencia de calor	53
II.3.4. Aspectos de diseño para minimizar la adhesión del biofouling	53
II.4. Tratamientos químicos antifouling.	54
II.4.1. Modo de actuación de un biocida	56
II.4.2. Factores que afectan a la efectividad de los biocidas	57

II.4.3. Clasificación de los biocidas	57
II.4.3.1. Biocidas oxidantes	58
II.4.3.1.1. Cloro	58
II.4.3.1.2. Bromo	59
II.4.3.1.3. Ozono	60
II.4.3.1.4. Ácido peracético	60
II.4.3.2. Biocidas no oxidantes	61
II.4.3.2.1. Glutaraldehído	61
II.4.3.2.2. Acroleína	61
II.4.3.2.3. Compuestos de amonio cuaternario	62
II.4.3.2.4. Compuestos halogenados	62
II.4.3.2.5. Compuestos de azufre	62
II.4.3.2.6. Sulfato tetrakis-hidroximetil-fosfonio	63
II.4.4. Biocidas utilizados en aguas de refrigeración	64
II.4.5. Proceso de elección de un biocida	65
II.4.6. Futuro uso de los biocidas	66
II.5. Tratamientos biológicos antifouling	67
II.6. Tratamientos físicos antifouling	67
II.6.1. Sistemas On-line	67
II.6.1.1. Sistema taprogge	68
II.6.1.2. Sistema de escobilla limpiadora alojada en canastas	69
II.6.1.3. Tratamientos térmicos	69
II.6.1.4. Variación de la velocidad de circulación del agua de refrigeración	70
II.6.1.5. Corrientes impresas antifouling	70
II.6.1.6. Radiación ultravioleta	71
II.6.1.7. Ultrasonidos	72
II.6.1.8. Sistemas de filtrado	73
II.6.1.9. Inyección de agua dulce en el sistema de agua de mar	73
II.6.1.10. Inserciones en los tubos	73
II.6.1.11. Circulación de polímeros	75
II.6.2. Sistemas Off-line	75
II.6.2.1. Limpieza manual	75
II.6.2.2. Limpieza mecánica	75
II.6.2.2.1. Aire, agua y vapor de agua	76
II.6.2.2.2. Limpieza interior de los tubos mediante taladrado	77
II.6.2.2.3. Dardos y rascadores	77
II.7. Tratamientos físicos y químicos combinados	78

II.7.1. Radiación ultravioleta combinada con peróxido de hidrogeno y ozono	78
II.7.2. Ultrasonidos en combinación con ozono	78
II.7.3. Inserciones en los tubos en combinación con sulfato de tetrakis-hidroximetil-fosfonio	79
II.8. Tratamientos con campos magnéticos y electromagnéticos	80
II.8.1. Evolución histórica del uso de los campos magnéticos y electromagnéticos en el control del biofouling	80
II.8.2. Generación de campos magnéticos permanentes y campos electromagnéticos	83
II.8.2.1. Campos magnéticos permanentes	83
II.8.2.2. Campos electromagnéticos	84
II.8.2.3. Dispositivos de generación de campos magnéticos mediante imanes permanentes	86
II.8.2.4. Dispositivos de generación de campos electromagnéticos mediante inducción electromagnética	88
II.8.2.5. Dispositivos de generación de campos electromagnéticos mediante electrodos de alto voltaje	88
II.8.3. Efecto de los CEM sobre el agua	89
II.8.4. Funcionamiento del equipo de generación de CEM como método antifouling	93
II.9. Normativa relativa a los tratamientos antifouling	94
II.9.1. Legislación sobre vertidos químicos con el efluente	94
II.9.2. Reglamento sobre el uso y comercialización de los biocidas	95
II.10. Normativa relativa a los campos electromagnéticos	96
II.10.1. Directiva 2004/C 66 E/01 del Parlamento Europeo sobre las disposiciones mínimas de seguridad y de salud relativas a la exposición de los trabajadores a los riesgos derivados de los agentes físicos (CEMs)	96
II.10.2. Norma UNE-EN 61000-4-16:1998/A1:2005 sobre compatibilidad electromagnética	98
 III. OBJETIVOS	
III.1. Objetivo general	103
III.2. Objetivos específicos	103

IV. MATERIALES Y METODOS

IV.1. Área de estudio	109
IV.2. Instalación Experimental	110
IV.2.1. Intercambiadores de calor-condensadores	111
IV.2.1.1. Carcasa	112
IV.2.1.2. Haz Tubular	113
IV.2.2. Circuito de agua de mar de refrigeración	115
IV.2.2.1. Instalación dique de Gamazo	115
IV.2.2.2. Instalación interior de la E.T.S. de Náutica	116
IV.2.2.3. Circuito de agua de mar en el laboratorio	117
IV.2.3. Circuito de agua dulce de calefacción	118
IV.2.3.1. Circuito primario	119
IV.2.3.1.1. Central térmica	119
IV.2.3.1.2. Sistema de control	120
IV.2.3.1.3. Bomba de circulación	120
IV.2.3.2. Circuito secundario	121
IV.2.3.2.1. Bombas de circulación	121
IV.2.3.2.2. Tanque de mezcla	121
IV.2.3.2.3. Intercambiador de placas	122
IV.2.4. Sistema de instrumentación y adquisición de datos	123
IV.2.4.1. Medidores de caudal del agua de mar de refrigeración	123
IV.2.4.2. Medidores de caudal del agua de dulce de calefacción	124
IV.2.4.3. Transmisores de presión diferencial	125
IV.2.4.4. Termorresistencias	126
IV.2.4.5. Control automático de temperatura	127
IV.2.4.6. Sistema de adquisición de datos	127
IV.2.4.6.1. Módulo de adquisición de datos	127
IV.2.4.6.2. Conversor RS-485 a USB	128
IV.2.4.6.3. Ordenador personal	129
IV.2.4.6.4. Programa de software	129
IV.2.5. Equipo de generación de campos electromagnéticos	130
IV.2.5.1. Descripción	130
IV.2.5.1.1. Unidad de generación de campos electromagnéticos	131
IV.2.5.1.2. Estación de control	133
IV.2.5.2. Principio de funcionamiento	133
IV.3. Variables experimentales	136
IV.3.1. Caracterización de la biopelícula	137
IV.3.1.1. Medidas indirectas	137
IV.3.1.1.1. Resistencia friccional al fluido	137

IV.3.1.1.2. Resistencia a la transferencia de calor	138
IV.3.1.2. Medidas directas	139
IV.3.1.2.1. Composición de la biopelícula	141
IV.3.1.2.2. Espesor de la biopelícula	141
IV.3.1.2.3. Instrumentación	142
IV.3.1.2.3.1. Balanza electrónica	142
IV.3.1.2.3.2. Horno de mufla	143
IV.3.1.3. Conductividad térmica aparente	143
IV.3.1.4. Efectividad térmica de los tubos	143
IV.3.1.5. Área bajo la curva	145
IV.3.1.6. Análisis estadístico	146
IV.3.1.7. Microscopía	148
IV.3.1.7.1. Microscopio	159
IV.3.1.7.2. Procedimiento	160
IV.3.2. Características físico-químicas del agua de mar	149
IV.3.2.1. pH y conductividad	149
IV.3.2.1.1. Instrumentación	149
IV.3.2.1.2. Método de medida	151
IV.3.2.2. Oxígeno disuelto	151
IV.3.2.2.1. Instrumentación	151
IV.3.2.2.2. Método de medida	152
IV.3.2.3. Dureza total	152
IV.3.2.3.1. Método de análisis	153
IV.3.2.4. Contenido de calcio iónico	154
IV.3.2.4.1. Instrumentación	154
IV.3.2.4.2. Método de medida	155
IV.4. Plan experimental	155
IV.4.1. Experimento A. Eliminación de una biopelícula madura	157
IV.4.1.1. Soporte material	157
IV.4.1.2. Periodo de experimentación	157
IV.4.1.3. Condiciones iniciales	157
IV.4.1.4. Toma de datos	158
IV.4.1.5. Fases experimentales	159
IV.4.1.5.1. Fase de crecimiento	159
IV.4.1.5.2. Fase de tratamiento	159
IV.4.2. Experimento B. Mantenimiento de las condiciones de limpieza iniciales de los tubos	160
IV.4.2.1. Soporte material	160
IV.4.2.2. Periodo de experimentación	160
IV.4.2.3. Condiciones iniciales	160
IV.4.2.4. Toma de datos	161

IV.4.2.5. Fase experimental	161
IV.4.3. Experimento C. Influencia de la velocidad de circulación del agua de refrigeración sobre el grado de ensuciamiento de los tubos	162
IV.4.3.1. Soporte material	162
IV.4.3.2. Periodo de experimentación	162
IV.4.3.3. Condiciones iniciales	162
IV.4.3.4. Toma de datos	163
IV.4.3.5. Fase experimental	163

V. RESULTADOS

V.1. Experimento A. Eliminación de una biopelícula madura	167
V.1.1. Fase de crecimiento	167
V.1.1.1. Tubo de acero inoxidable AISI 316L	167
V.1.1.1.1. Caracterización de la biopelícula	167
V.1.1.1.1.1. Medidas indirectas	167
V.1.1.1.1.2. Efectividad térmica de los tubos	170
V.1.1.1.1.3. Área bajo la curva	171
V.1.1.1.2. Características físico-químicas del agua de mar	172
V.1.1.1.2.1. pH	172
V.1.1.1.2.2. Conductividad	172
V.1.1.1.2.3. Oxígeno disuelto	173
V.1.1.1.2.4. Dureza total	174
V.1.1.1.2.5. Contenido de calcio iónico	174
V.1.1.2. Tubo de acero inoxidable AISI 316Ti	175
V.1.1.2.1. Caracterización de la biopelícula	175
V.1.1.2.1.1. Medidas indirectas	175
V.1.1.2.1.2. Efectividad térmica de los tubos	178
V.1.1.2.1.3. Área bajo la curva	179
V.1.1.2.2. Características físico-químicas del agua de mar	180
V.1.1.2.2.1. pH	180
V.1.1.2.2.2. Conductividad	180
V.1.1.2.2.3. Oxígeno disuelto	181
V.1.1.2.2.4. Dureza total	182
V.1.1.2.2.5. Contenido de calcio iónico	182
V.1.2. Fase de tratamiento	183
V.1.2.1. Tubo de acero inoxidable AISI 316L	183
V.1.2.1.1. Caracterización de la biopelícula	183
V.1.2.1.1.1. Medidas indirectas	183
V.1.2.1.1.2. Medidas directas	186
V.1.2.1.1.3. Conductividad térmica aparente	187
V.1.2.1.1.4. Efectividad térmica de los tubos	188

V.1.2.1.1.5. Área bajo la curva	188
V.1.2.1.1.6. Análisis estadístico	190
V.1.2.2.1.7. Microscopia	190
V.1.2.1.2. Características físico-químicas del agua de mar	191
V.1.2.1.2.1. pH	191
V.1.2.1.2.2. Conductividad	192
V.1.2.1.2.3. Oxígeno disuelto	193
V.1.2.1.2.4. Dureza total	193
V.1.2.1.2.5. Contenido calcio iónico	194
V.1.2.2. Tubo de acero inoxidable AISI 316Ti	195
V.1.2.2.1. Caracterización de la biopelícula	195
V.1.2.2.1.1. Medidas indirectas	195
V.1.2.2.1.2. Medidas directas	197
V.1.2.2.1.3. Conductividad térmica aparente	199
V.1.2.2.1.4. Efectividad térmica de los tubos	199
V.1.2.2.1.5. Área bajo la curva	200
V.1.2.2.1.6. Análisis estadístico	201
V.1.2.2.1.7. Microscopia	202
V.1.2.2.2. Características físico-químicas del agua de mar	203
V.1.2.2.2.1. pH	203
V.1.2.2.2.2. Conductividad	203
V.1.2.2.2.3. Oxígeno disuelto	204
V.1.2.2.2.4. Dureza total	205
V.1.2.2.2.5. Contenido de calcio iónico	206
 V.2. Experimento B. Mantenimiento de las condiciones de limpieza iniciales de los tubos	 207
V.2.1. Tubo de acero inoxidable AISI 316L	207
V.2.1.1. Caracterización de la biopelícula	207
V.2.1.1.1. Medidas indirectas	207
V.2.1.1.2. Medidas directas	211
V.2.1.1.3. Conductividad térmica aparente	212
V.2.1.1.4. Efectividad térmica de los tubos	213
V.2.1.1.5. Área bajo la curva	213
V.2.1.1.6. Análisis estadístico	215
V.2.1.1.7. Microscopia	215
V.2.1.2. Características físico-químicas del agua de mar	216
V.2.1.2.1. pH	216
V.2.1.2.2. Conductividad	217
V.2.1.2.3. Oxígeno disuelto	218
V.2.1.2.4. Dureza total	218
V.2.1.2.5. Contenido de calcio iónico	219

V.2.2. Tubo de acero inoxidable AISI 316Ti	220
V.2.2.1. Caracterización de la biopelícula	220
V.2.2.1.1. Medidas indirectas	220
V.2.2.1.2. Medidas directas	223
V.2.2.1.3. Conductividad térmica aparente	224
V.2.2.1.4. Efectividad térmica de los tubos	225
V.2.2.1.5. Área bajo la curva	226
V.2.2.1.6. Análisis estadístico	227
V.2.2.1.7. Microscopia	227
V.2.2.2. Características físico-químicas del agua de mar	228
V.2.2.2.1. pH	228
V.2.2.2.2. Conductividad	229
V.2.2.2.3. Oxígeno disuelto	230
V.2.2.2.4. Dureza total	230
V.2.2.2.5. Contenido de calcio iónico	231
 V.3. Experimento C. Influencia de la velocidad de circulación del agua de refrigeración sobre el grado de ensuciamiento de los tubos	 232
V.3.1. Tubo de acero inoxidable AISI 316L	232
V.3.1.1. Caracterización de la biopelícula	
V.3.1.1.1. Medidas indirectas	232
V.3.1.1.2. Medidas directas	236
V.3.1.1.3. Conductividad térmica aparente	237
V.3.1.1.4. Efectividad térmica de los tubos	238
V.3.1.1.5. Área bajo la curva	238
V.3.1.1.6. Análisis estadístico	240
V.3.1.1.7. Microscopia	240
V.3.1.2. Características físico-químicas del agua de mar	241
V.3.1.2.1. pH	241
V.3.1.2.2. Conductividad	242
V.3.1.2.3. Oxígeno disuelto	243
V.3.1.2.4. Dureza total	243
V.3.1.2.5. Cantidad de calcio iónico	244
V.3.2. Tubo de acero inoxidable AISI 316Ti	245
V.3.2.1. Caracterización de la biopelícula	245
V.3.2.1.1. Medidas indirectas	245
V.3.2.1.2. Medidas directas	248
V.3.2.1.3. Conductividad térmica aparente	249
V.3.2.1.4. Efectividad térmica de los tubos	250
V.3.2.1.5. Área bajo la curva	251
V.3.2.1.6. Análisis estadístico	252
V.3.2.1.7. Microscopia	252

V.3.2.2. Características físico-químicas del agua de mar	253
V.3.2.7.1. pH	253
V.3.2.7.2. Conductividad	254
V.3.2.7.3. Oxígeno disuelto	255
V.3.2.7.4. Dureza total	255
V.3.2.7.5. Contenido de calcio iónico	256
V.4. Interpretación de resultados	257
V.4.1. Experimento A. Eliminación de una biopelícula madura	257
V.4.1.1. Fase de crecimiento	257
V.4.1.2. Fase de tratamiento	262
V.4.2. Experimento B. Mantenimiento de las condiciones de limpieza iniciales de los tubos	267
V.4.3. Experimento C. Influencia de la velocidad de circulación del agua de refrigeración sobre el grado de ensuciamiento de los tubos	272
V.4.4. Análisis comparativo de la eficacia antifouling de los tratamientos ensayados	277
 VI. DISCUSIÓN	
VI.1. Discusión interna	285
VI.1.1. Análisis de resultados	285
VI.1.2. Análisis comparativo de la acción antifouling de los CEMs frente a otros tratamientos físicos y químicos aplicados en la misma planta experimental	294
VI.2. Discusión externa	297
 VII. CONCLUSIONES	
VII. Conclusiones	307
 VIII. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	
VIII.1. Tratamientos con CEMs de alta frecuencia	313
VIII.2. Combinación del tratamiento con CEMs con otros métodos Antifouling	313

	Índice
VIII.2.1. Tratamientos físicos	313
VIII.2.2. Tratamientos químicos	314
 IX. BIBLIOGRAFÍA	
IX.1. Referencias bibliográficas	317
IX.2. Reglamentos y normativas	333
IX.3. Páginas web	335
 X. APÉNDICES	
X.1. Índice de tablas	339
X.2. Índice de figuras	341
X.3. Acrónimos	354
X.4. Nomenclatura	356

I. INTRODUCCIÓN

I.1. ANTECEDENTES DEL GRUPO DE INVESTIGACIÓN

El grupo de investigación (GI) “*Biofouling*” se formó en el año 1992 bajo la dirección del Catedrático de Universidad Dr. Emilio Eguía López. Sus miembros pertenecían y pertenecen al Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación y de la Construcción Naval de la Universidad de Cantabria. Desde 2012 y como consecuencia del cese de la actividad profesional del Dr. Emilio Eguía López en la Universidad de Cantabria (UC) por jubilación, la responsabilidad en la dirección del GI recae sobre el Dr. Alfredo Trueba Ruíz. A lo largo de su existencia, se han desarrollado las siguientes líneas de investigación:

- Biofouling en estructuras artificiales en contacto con agua de mar.
- Biofouling en intercambiadores de calor-condensadores refrigerados por agua de mar.
- Control de la corrosión en medio marino.

I.1.1. BIOFOULING EN ESTRUCTURAS ARTIFICIALES EN CONTACTO CON AGUA DE MAR

Esta línea de investigación estudia el crecimiento del biofouling sobre diversas estructuras artificiales en contacto con agua de mar (cascos de buques, boyas, estructuras portuarias, etc) y desarrolla métodos de protección antifouling medioambientalmente inocuos.

Siguiendo esta línea de investigación se han desarrollado los siguientes proyectos de I+D+i obtenidos en diferentes convocatorias públicas:

1. Título: *Estudio del crecimiento del biofouling sobre estructuras artificiales en la bahía de Santander.*

Entidad financiadora: *Dirección General de la Marina Mercante. Caja Cantabria. Autoridad Portuaria de Santander.*

Entidades participantes: *Autoridad Portuaria de Santander y Universidad de Cantabria.*

Duración: *del 03.11.1993 al 31.12.1996*

2. Título: *Estudio del biofouling en la bahía de Santander: desarrollo de métodos de protección.*

Entidad financiadora: *Autoridad Portuaria de Santander. Ferroluz S.A.*

Entidades participantes: *Universidad de Cantabria. Autoridad Portuaria de Santander. Ferroluz S.A.*

Duración: *del 11.03.1998 al 31.12.1998*

3. Título: *Estudio del biofouling en la bahía de Santander: desarrollo de nuevos métodos de protección.*

Entidad financiadora: *Autoridad Portuaria de Santander. Ferroluz S.A.*

Entidades participantes: *Universidad de Cantabria. Autoridad Portuaria de Santander. Ferroluz S.A.*

Duración: *del 02.10.2000 al 31.07.2002*

4. Título: *Aplicación de biotecnología marina en la producción de recubrimientos antifouling medioambientalmente inocuos (REFERENCIA: REN2001-0519/TECNO).*

Entidad financiadora: *Ministerio de Ciencia y Tecnología.*

Entidades participantes: *Universidad de Cantabria. Universidad Heriot-Watt. Ecosearch International. Autoridad Portuaria de Santander. Pinturas Ferroluz S.A. Tinamenor S.A.*

Duración: *del 28.12.2001 al 27.12.2004*

Como consecuencia de los trabajos desarrollados en los citados proyectos se han elaborado y defendido con éxito las siguientes tesis doctorales:

1. Título de la tesis: *Estudio del crecimiento del biofouling sobre estructuras artificiales en la bahía de Santander.*

Autor: *D. Benjamín García Pastor.*

Fecha: *1996*

2. Título de la tesis: *Estudio de la acción del tetracloroisofalonnitrilo y del oxinato de cobre usados como principios activos en patentes vinílicas y clorocaucho aplicadas sobre estructuras artificiales en la bahía de Santander.*

Autor: *D. Alfredo Trueba Ruiz*

Fecha: 2000

I.1.2. BIOFOULING EN INTERCAMBIADORES DE CALOR-CONDENSADORES REFRIGERADOS POR AGUA DE MAR

Esta línea de investigación estudia el crecimiento del biofouling en intercambiadores de calor-condensadores tubulares refrigerados por agua de mar, así como métodos de mitigación del biofouling que minimicen el impacto ambiental del efluente.

Siguiendo esta línea de investigación se han desarrollado los siguientes proyectos de I+D+i obtenidos en convocatorias públicas:

1. Título: *Biofouling.*

Entidad financiadora: *Universidad de Cantabria.*

Entidades participantes: *Universidad de Cantabria.*

Duración: del 01.02.1995 al 31.01.1996

2. Título: *Biofouling en intercambiadores de calor-condensadores.*

Entidad financiadora: *Caja Cantabria. Universidad de Cantabria.*

Entidades participantes: *Universidad de Cantabria.*

Duración: del 01.03.1993 al 29.02.1996

3. Título: *Eliminación del biofouling en sistemas de refrigeración industriales que minimicen el impacto ambiental en los efluentes (REFERENCIA: CTM2006-05471).*

Entidad financiadora: *Ministerio de Educación y Ciencia.*

Entidades participantes: *Universidad de Cantabria.*

Duración: del 01.10.2006 al 30.09.2009

Como consecuencia del desarrollo de estos proyectos se han elaborado y defendido con éxito las siguientes de tesis doctorales:

1. Título: *Investigación experimental del crecimiento de la película biológica en intercambiadores de calor-condensadores y métodos alternativos para la eliminación de la bioincrustación desarrollada.*

Autor: D. Manuel Alfredo Girón Portilla.

Fecha: 1997

2. Título: *Eliminación del biofouling en intercambiadores de calor-condensadores que minimicen el impacto ambiental en el medio marino.*

Autor: Dña Belén Río Calonge.

Fecha: 1999

3. Título: *Estudio toxicológico del efluente procedente del tratamiento químico de minimización del biofouling presente en intercambiadores de calor refrigerados con agua de mar.*

Autor: Dña Marta Ruiz García.

Fecha: 2003

4. Título: *Diseño, simulación y análisis de los intercambiadores de calor bajo el efecto del biofouling. Modelo matemático.*

Autor: D. Milad M. Milad

Fecha: 2005

I.1.3. CONTROL DE LA CORROSIÓN EN MEDIO MARINO

Esta línea de investigación se inició en 2012 y estudia los procesos de corrosión en el medio marino y desarrolla métodos de calibración e inhibición de este fenómeno.

La producción científica de las líneas de investigación citadas en párrafos anteriores, se refleja en la publicación de más de una quincena de artículos técnicos en revistas especializadas de reconocido prestigio nacional e internacional, así como en más de una treintena de capítulos de libros, consecuencia de otras tantas ponencias en congresos internacionales.

Además, el GI posee la patente *“Monitor Combinado de Medición Directa e Indirecta del Biofouling (MCMDIB)”* (P9801416).

I.2. CRONOLOGÍA INVESTIGADORA

Mi formación investigadora comenzó en el curso académico 2007/2008, incorporándome al programa de doctorado (26 1) *“Ciencias y Técnicas de la Navegación y de la Construcción Naval”* de la Universidad de Cantabria. Con la asignación del Dr. Alfredo Trueba Ruíz como tutor, participé en los cursos de doctorado y desarrollé los trabajos de investigación indicados en la Tabla I.1, definiendo mi actual perfil investigador. A continuación, me incorporé al GI *“Biofouling”* en la línea de investigación *“Biofouling en intercambiadores de calor-condensadores refrigerados por agua de mar”*, con la tarea de analizar las metodologías de eliminación del biofouling que permitieran minimizar el impacto ambiental.

Titulo	Tipo	Créditos
Metodología de la investigación.	F	9
Estudio de la Película Biológica de Ensuciamiento (Biofouling).	F	5
Corrosión Marina. Métodos de Protección.	F	6
Medición, control y eliminación del biofouling en Intercambiadores de calor-condensadores.	F	6
Biofouling en estructuras artificiales en contacto con agua de mar.	F	6
Total		32

Tabla I.1. Cursos de doctorado y trabajos de investigación realizados (F: Fundamental).

Gracias a la orientación de mi director enfoqué mi estudio sobre los mecanismos de mitigación del biofouling mediante métodos físicos. En la búsqueda de diversas técnicas de tratamientos físicos encontré algunos artículos sobre tratamientos con campos electromagnéticos (CEMs) en agua dulce (Shahryari 2008; Xiaokai, 2008; Tijing, 2009), que mostraban cierta eficacia en la mitigación del biofouling en intercambiadores de calor refrigerados por agua dulce o por disoluciones salinas.

Una vez definido el campo de investigación, analicé el estado de los conocimientos sobre la mitigación del biofouling con CEMs y lo centré en las siguientes líneas de trabajo:

- Construcción del marco teórico sobre el que sostener el estudio.
- Definición de la metodología y de las variables experimentales.
- Ejecución de las modificaciones a realizar sobre la planta piloto de intercambiadores de calor en el laboratorio *“Biofouling-Emilio Eguía”* ubicado en la E.T.S. de Náutica.
- Elección de la instrumentación necesaria para llevar a cabo la fase experimental con el rigor y la exactitud necesarios.
- Identificación de los análisis químicos más apropiados para controlar la eficacia del método elegido.

El 18 de marzo de 2010 se reúne la Comisión de Doctorado del Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación y de la Construcción Naval y aprueba el proyecto de tesis doctoral *“Aplicación de campos electromagnéticos en la eliminación y control de la película biológica en intercambiadores de calor tubulares refrigerados por agua de mar”* codirigido por los Dres. Emilio Eguía López y Alfredo Trueba Ruiz.

El 20 de abril del 2011 superé la prueba para la obtención de la suficiencia investigadora

La fase experimental de la tesis comenzó el 15 de abril de 2011 y finalizó el 10 de octubre del mismo año. A partir de esta fecha, comenzó el análisis de los resultados obtenidos.

Desde octubre de 2012, como consecuencia del cese de actividad profesional del Dr. Emilio Eguía López en la Universidad de Cantabria, debido a su jubilación, la dirección de la tesis doctoral recae sobre Dr. Alfredo Trueba Ruiz.

I.3. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

Dentro de las investigaciones centradas en la caracterización del fenómeno del biofouling (ver Capítulo II.2), se considera de crucial importancia la búsqueda de métodos eficaces para su mitigación/eliminación que no resulten agresivos desde un punto de vista medioambiental. Este aspecto cobra un interés adicional si el fenómeno y los métodos aplicados para su control están directamente relacionados con el medio marino.

Las últimas investigaciones en la lucha antifouling se centran en buscar metodologías con escaso o inexistente impacto medio ambiental, debido principalmente a los cambios legislativos que afectan al vertido de sustancias químicas con el efluente. Hoy en día, los métodos químicos antifouling son los más eficaces y más utilizados en la industria pero acarrear el problema del control del vertido con el efluente y los costes económicos que ello supone. En el estudio de otras metodologías evaluadas puede comprobarse que no tienen la misma eficacia que los métodos químicos, debido en parte a la escasa investigación realizada sobre las variables externas que pueden afectar a los mecanismos de adhesión y formación del biofouling. Esta escasez de información es particularmente significativa en lo que se refiere a la aplicación de CEMs, cuya efectividad ha sido objeto de importantes controversias, aunque es aceptado su nulo impacto ambiental.

La situación descrita justifica el interés en profundizar en el conocimiento del efecto de los CEMs sobre la formación y el crecimiento de biopelículas en superficies en contacto con agua de mar, aspecto sobre el que se centrará este trabajo. Además, el conocimiento generado sobre los CEMs como mecanismo antifouling, puede aportar datos de indudable interés en la búsqueda de efectos complementarios, o incluso sinérgicos con otros métodos de control del fenómeno del biofouling.

I.4. PUBLICACIONES

I.4.1. CAPÍTULOS DE LIBROS

1. Titulo: *Application of physical treatment for biofouling growth control in seawater cooling to tubular heat exchangers.*

Autores: *Trueba Ruiz, A.; Eguía López, E.; García Gómez, S.; González Celis, J.A.; Sánchez Abelleira, A.*

Libro: *MARITIME TRANSPORT V*

Editorial: *Universidad Politécnica de Cataluña (UPC)*

Fecha: *2012*

I.4.2. PONENCIAS EN CONGRESOS

1. Titulo: *Application of physical treatment for biofouling growth control in seawater cooling to tubular heat exchangers.*

Autores: *Trueba Ruiz, A.; Eguía López, E.; García Gómez, S.; González Celis, J.A.; Sánchez Abelleira, A.*

Congreso: *5th International Conference on Maritime Transport.*

Lugar y fecha: *Barcelona, 2012*

Organizador: *Universidad Politécnica de Cataluña (UPC).*

I.4.3. ARTÍCULOS TÉCNICOS EN REVISTAS INDEXADAS

1. Título: *Mitigation of biofouling using electromagnetic fields in tubular heat exchangers-condensers cooled by seawater.*

Autores: *Alfredo Trueba, Sergio García, Félix M. Otero.*

Volumen: 30 (1) Páginas: 95-103

Revista: *Biofouling*

Editorial: *Taylor & Francis*

Fecha: 2014

2. Título: *The effect of electromagnetic fields on biofouling in a heat exchanger system using seawater.*

Autores: *Alfredo Trueba, Sergio García, Félix M. Otero, Luis M. Vega, Ernesto Madariaga*

Volumen: 31 (1) Páginas: 19-26

Revista: *Biofouling*

Editorial: *Taylor & Francis*

Fecha: 2015

3. Título: *Influence of flow velocity on biofilm growth in a tubular heat exchanger-condenser cooled by seawater.*

Autores: *Alfredo Trueba, Sergio García, Félix M. Otero, Luis M. Vega, Ernesto Madariaga*

Volumen: 31 (6) Páginas: 527-534

Revista: *Biofouling*

Editorial: *Taylor & Francis*

Fecha: 2015

I.5. OBJETIVO GENERAL

Mitigar el fenómeno indeseable del biofouling sobre la superficie interna de tubos contruidos en acero inoxidable AISI 316L o 316Ti para diferentes condiciones de ensayo en una planta piloto de intercambiadores de calor-condensadores refrigerada por agua de mar utilizando un método físico de tratamiento antifouling con campos electromagnéticos.

II. ESTADO ACTUAL DE LOS CONOCIMIENTOS

II.1. INTRODUCCIÓN

Un problema importante de las industrias que emplean equipos de intercambio de calor refrigerados con agua de mar en sus procesos industriales es el ensuciamiento biológico (biofouling) (Figura II.1). El biofouling adquiere una mayor relevancia cuando se desarrolla en el medio marino, debido a la elevada actividad biológica del agua de mar (Wahl 1989). En el diseño y funcionamiento de los intercambiadores de calor refrigerados con agua de mar ha de considerarse un coeficiente de ensuciamiento biológico que afecta a la eficiencia del equipo (Ramesh & Dusan 2003). Por ello es necesario aplicar tratamientos antifouling apropiados al diseño de cada intercambiador de calor (Eguía et al. 1996).



Figura II.1. Presencia de mejillones en la caja de agua de un condensador (Tube Tech International Ltd. 2015).

Con el fin de minimizar el indeseable fenómeno del biofouling, se han desarrollado durante los últimos 30 años diversos métodos de mitigación, tanto on-line como off-line, de naturaleza física, química o biológica. La mayor parte de estos métodos están bien contrastados y se aplican en el funcionamiento regular de las instalaciones, si bien algunas aproximaciones metodológicas están en fase de investigación y desarrollo. No obstante, la aplicación de la mayor parte de estos métodos requiere interrumpir la producción, de forma

periódica, con el fin de proceder a la limpieza del biofouling, al perjudicar éste seriamente el rendimiento y el funcionamiento de la instalación (Figura II.2).



Figura II.2. Intercambiador de calor tubular en mantenimiento por presencia de biofouling en los haces tubulares (Merus the water conditioner Company 2013).

Para el control del biofouling “*on-line*”, se dispone de métodos químicos oxidantes (Eguía et al. 2007) y no oxidantes (Bott 2011), biológicos (Paul & Ritson-Williams 2008; Paul et al. 2011) y físicos (Eguía et al. 2008b; Trueba et al. 2012). Hoy en día, se están investigando otras metodologías de mitigación del biofouling que no afecten al medio marino (Trueba et al. 2014), si bien, hasta el momento, no se ha encontrado ninguna que sea sustitutiva de los agentes químicos y que cuente con la misma o con superior eficiencia.

En intercambiadores de calor también suelen emplearse métodos “*off-line*”, como son los recubrimientos antifouling (AF) o las limpiezas mecánicas. Los recubrimientos AF tienen el inconveniente de utilizar productos químicos que pueden perjudicar al medio ambiente. Hoy en día, se están investigando nuevos recubrimientos inocuos para evitar el crecimiento del biofouling (Eguía & Trueba 2004; Eguía et al. 2006).

II.1.1. CLASIFICACIÓN DEL FOULING

Para un mejor entendimiento del problema se parte del conocimiento del término general “*fouling*” y de sus tipos, entre los que se encuentra el “*biofouling*”. Este término se utiliza para definir la acumulación de depósitos bióticos y/o abióticos sobre una superficie en contacto con un fluido. Este tipo de ensuciamiento se puede presentar en la naturaleza de muy diversas formas y se suele clasificar en las siguientes categorías (Eguía 1998):

- Fouling biológico.
- Fouling por reacción química.
- Fouling por corrosión.
- Fouling helado.
- Fouling por precipitación.
- Fouling por partículas.

II.1.1.1. Fouling biológico

El fouling biológico o biofouling en la literatura anglosajona, es la acumulación no deseada de microorganismos, algas, artrópodos o moluscos sobre una superficie (Oppenheimer et al. 2012). Este fenómeno se trata en profundidad en el apartado II.2.

II.1.1.2. Fouling por reacción química

Los depósitos originados por reacción química pueden iniciarse por el contacto de dos productos químicos en un proceso de transferencia de calor. En algunos casos, la superficie metálica favorece la precipitación al actuar como catalizador.

Este tipo de fouling se observa con frecuencia en la industria del petróleo, en la que los procesos de refinado inducen a la polimerización de hidrocarburos insaturados (Figura II.3).



Figura II.3. Residuo de hidrocarburo en los tubos de un intercambiador de calor (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).

II.1.1.3. Fouling por corrosión

Se produce como resultado de la corrosión electroquímica o microbiana de una superficie en contacto con un fluido (Figura II.4). La composición de los productos de corrosión normalmente es función del material sobre el que se originan. Según Somerscales & Kassemi (1987) la corrosión se debe tener en cuenta en el diseño de los intercambiadores de calor con el fin de generar más información sobre la resistencia térmica asociada a este tipo de fouling.



Figura II.4. Óxidos de corrosión en los tubos de un intercambiador de calor (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).

II.1.1.4. Fouling helado

Acumulación de depósitos sólidos sobre una superficie refrigerada debido a la solidificación de un fluido o de alguno de sus constituyentes. La acumulación de este tipo de fouling depende de la temperatura de la superficie y del efecto cortante producido por el fluido sobre la superficie en función de su velocidad de circulación (Huang 2011). Este fenómeno se aprecia en la solidificación de la cera, cuyo punto de fusión es alto, en una solución de hidrocarburo sobre una superficie de intercambio de calor (Figura II.5).



Figura II.5. Fouling helado de productos poliméricos en los tubos de un intercambiador de calor (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).

II.1.1.5. Fouling por precipitación

El origen de este tipo de fouling es la precipitación o *scaling* (denominación anglosajona) de sustancias disueltas sobre las superficies. La precipitación se produce habitualmente a partir de soluciones acuosas en función de su temperatura y de la solubilidad de las sustancias disueltas, como el carbonato cálcico (CaCO_3), cuya precipitación de la solución se produce sobre una superficie sobrecalentada al evaporarse el agua contenida en la misma (Figura II.6).



Figura II.6. Sales precipitadas en los tubos de un intercambiador de calor (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).

La precipitación de las sales disueltas en el agua se origina al entrar en contacto con la pared del tubo caliente y se produce una sobresaturación. Los depósitos adheridos a la superficie pueden tener diferente dureza en función de su composición. Así, cuando el depósito está compuesto únicamente de sales resulta ser duro y muy adherente, pero si es una mezcla de sales y sólidos suspendidos su dureza es baja y se adhieren débilmente (Eguía 1998).

Los precipitados más comunes en las instalaciones industriales que utilizan soluciones acuosas son los siguientes (Siobhán 2001; EPRI 2004):

- Carbonato cálcico.
- Sulfato de calcio.
- Oxalato de calcio.
- Sulfato de bario.
- Hidróxidos de magnesio.
- Silicatos.
- Óxidos de aluminio.
- Silicatos de aluminio.
- Cobre.
- Fosfatos.
- Magnetita.

II.1.1.6. Fouling por partículas

Acumulación de partículas sólidas suspendidas en un fluido (líquido o gas). Las partículas se depositan sobre las superficies por medio de diversos mecanismos, algunos muy ligados a propiedades de las propias partículas tan específicas como la coagulación. La cantidad de depósito y la velocidad de acumulación sobre las superficies dependen del tamaño y la naturaleza de las partículas, así como de las condiciones del entorno. Cuando la gravedad es el principal mecanismo de deposición de las partículas en suspensión sobre una superficie, el fouling se denomina por sedimentación (Figura II.7) (Eguía 1998).



Figura II.7. Acumulación de partículas sólidas en la placa de un intercambiador de calor tubular (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).

II.2. BIOFOULING

El término biofouling está claramente definido y aceptado por la comunidad científica, aunque en las diversas definiciones propuestas por diferentes autores se resaltan algunos aspectos sobre otros, en función de la importancia que da cada autor a las distintas facetas del fenómeno. A continuación se presentan varias definiciones de este término, publicadas a lo largo de los últimos años por diferentes autores:

- El biofouling es simplemente la unión de un organismo u organismos a una superficie en contacto con el agua durante un período de tiempo (Stanczak 2004).
- El biofouling es la colonización de superficies sumergidas, producida por organismos no deseados como bacterias, algas y macroorganismos. El biofouling tiene efectos perjudiciales en los buques de transporte y de ocio, intercambiadores de calor, sensores oceanográficos y sistemas de acuicultura (Callow 2010).
- El biofouling es la unión y el crecimiento de una comunidad de plantas y animales (Satpathy et al. 2010).
- El biofouling es la fijación y crecimiento de organismos en superficies sumergidas de naturaleza artificial. La acumulación de biofouling, incluye macroorganismos y otros invertebrados marinos sésiles (Holm 2012).

La definición del término biofouling aceptada por el GI “*Biofouling*” es la siguiente: “*el biofouling es el fenómeno indeseable de adherencia y acumulación de depósitos bióticos sobre una superficie artificial sumergida o en contacto con agua de mar*”. Esta acumulación o incrustación consiste en una película orgánica compuesta por microorganismos empotrados en una matriz polimérica creada por ellos mismos (biopelícula), a donde pueden llegar y quedar retenidas partículas inorgánicas (sales y/o productos de corrosión) consecuencia de otros tipos de fouling desarrollados en el proceso. Esta biopelícula compuesta por microorganismos (biofouling microbiano o *microfouling*) puede dar lugar a la acumulación de macroorganismos (biofouling macrobiano o *macrofouling*) (Eguía et al. 2008a).

II.2.1. EVOLUCIÓN DE LA INVESTIGACIÓN DEL BIOFOULING

Zobell (1943) examinó una población marina natural mediante un microscopio directo y observó que el número de bacterias adheridas a las superficies era muy superior al que se encontraba en el medio. Además, estas bacterias se caracterizaban por mostrar una actividad y unas tasas de crecimiento elevadas, concluyendo que las bacterias estaban atraídas por las superficies a las que se adherían para formar poblaciones sésiles.

El primer examen en detalle de la naturaleza y la composición de la biopelícula debió de esperar a la aparición del microscopio electrónico, el cual proporcionó una mayor ampliación respecto de la microscopía óptica y, que en sus modalidades de barrido y de transmisión, logró mostrar la variedad de microorganismos presentes en la biopelícula formada en una estación depuradora (Jones et al. 1969). Tintar la biopelícula con rojo de rutenio y fijarla con tetraóxido de osmio permitió mostrar que el material que rodea y encierra las células que la componen estaba compuesto fundamentalmente por polisacáridos. Costerton et al. (1978), observando las comunidades sésiles en los arroyos de montaña, elaboraron una teoría que explicó los mecanismos a través de los cuales los microorganismos se adhieren a materiales vivos o inertes, así como los beneficios obtenidos para su nicho ecológico. Desde este momento, se desarrollaron, paralelamente, numerosos estudios de la biopelícula en escenarios tanto industriales como ecológicos (Nosetani et al. 1981; Flemming 1991).

Los posibles efectos de la biopelícula en los procesos industriales se derivan de las reacciones beneficiosas o perjudiciales que pueden llevar a cabo los microorganismos que la componen y que dependen de las condiciones ambientales del entorno. Estas condiciones tienen una gran influencia en el crecimiento y en la actividad metabólica de la biopelícula (Cloete et al. 1992).

Las bacterias presentes en el biofouling pueden ser hasta mil veces más resistentes a los antibióticos, que las mismas bacterias cultivadas en un medio líquido controlado. Entre los mecanismos responsables de esta resistencia se incluyen (Mah & O'toole 2001):

- La barrera de difusión física y química que constituye la matriz de la biopelícula a la penetración de los antimicrobianos.
- El crecimiento ralentizado de las bacterias de la biopelícula debido a la limitación de nutrientes.
- La existencia de microambientes que antagonizan la acción del antibiótico.
- La activación de respuestas de estrés que provocan cambios en la fisiología de la bacteria y la aparición de un fenotipo específico de la biopelícula que combata activamente los efectos negativos de las sustancias antimicrobianas.

Debido a esta resistencia, las sustancias antifouling deben de ser altamente efectivas e incorporarse a concentraciones considerablemente altas, lo cual puede dar lugar a efectos perjudiciales para el medio ambiente.

Los procesos microbianos que se producen en las superficies no siempre resultan perjudiciales, sino que pueden ser beneficiosos, tanto a nivel industrial como ambiental. La regeneración biológica de zonas contaminadas, la biofiltración de agua residual industrial, así como la formación de barreras biológicas naturales para proteger el suelo y el agua subterránea de la contaminación son buenos ejemplos de ello (Ruiz 2003).

II.2.2. MICROFOULING

La biopelícula está compuesta principalmente por agua, en unos intervalos que se sitúan entre el 87% y el 99% del contenido total (Eguía et al. 2008a). El resto de los componentes es muy variable en función del medio en el que se estudia (Eguía 1998). La matriz de la biopelícula es un complejo formado principalmente por exopolisacáridos y células bacterianas. Otros compuestos que pueden encontrarse son macromoléculas como las proteínas, DNA y diversos productos derivados de la destrucción de la pared celular de las bacterias (Flemming et al. 2009).

II.2.2.1. Desarrollo de la biopelícula

La biopelícula se genera a partir de una célula individual que se une inicialmente a una superficie. La capacidad de esta célula para adherirse e iniciar su crecimiento celular depende de factores como la temperatura y el pH del medio, de factores genéticos que codifican sus funciones motrices y su sensibilidad ambiental, y de aquellos que generan adhesinas y otras proteínas (Characklis 1990; Costerton 1994; O'Toole et al. 2000; Kraigsley et al. 2009). Los factores que inciden directamente en su desarrollo dependen principalmente de la especie microbiana, si bien una parte de estas características es común a numerosas bacterias.

Una vez producida la adhesión inicial, comienza el crecimiento celular y su expansión por la superficie, formando microcolonias monocapa. Al mismo tiempo, las células modifican su actividad y comienza el complejo proceso de formación de la estructura de la biopelícula. El más evidente de estos cambios es la producción de la matriz de exopolímeros (EPS), que unirá solidariamente el conjunto (Danese et al. 2001). Si las condiciones del medio lo permiten, la biopelícula crecerá y extenderá hacia áreas no colonizadas, liberando células que se distribuirán por el agua en busca de nuevas superficies a colonizar.

La formación de la biopelícula es un proceso sistemático de evolución predecible, en el que se diferencian cinco fases (Figura II.8) (Characklis 1984):

- Adsorción reversible de la bacteria a la superficie.
- Unión irreversible.
- Maduración con crecimiento y división.
- Crecimiento con producción del exopolímero.
- Desarrollo final de la colonia con dispersión de células colonizadoras.

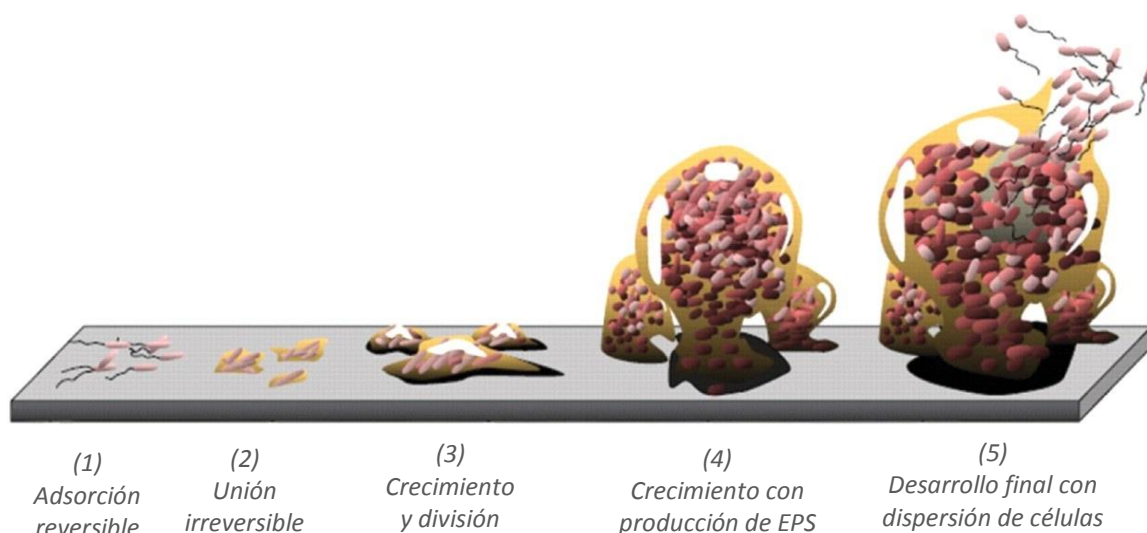


Figura II.8. Fases de la formación de la biopelícula (Center Biofouling Engineering 2012).

II.2.2.2. Acondicionamiento de la superficie

La capacidad de unirse a diversos materiales depende de las proteínas específicas de su cubierta y de los apéndices motrices bacterianos. Según Pedersen (1990) el acero inoxidable puede ser tan susceptible a la formación de biopelículas como el plástico. Esto es debido a que la materia orgánica presente en el agua, previamente entra en contacto con la superficie, depositándose una capa orgánica en la interfase agua/superficie que cambia las propiedades químicas y físicas de la superficie mejorando las posibilidades de fijación de las bacterias.

II.2.2.3. Adsorción de moléculas

La adsorción de iones y otras sustancias disueltas (azúcares, amino ácidos, proteínas, ácidos grasos, etc.) se inicia desde que el material se sumerge bajo el agua de mar y se acelera cuando el fluido comienza a circular por el intercambiador de calor. Esta adsorción se produce rápidamente sobre la superficie, llegando a saturar la concentración de sustancias en la superficie en pocos minutos (Railkin 2005).

II.2.2.4. Adhesión de los microorganismos

La adhesión de los microorganismos a un sustrato puede ser activa (por flagelos, fimbrias, adhesinas, cápsulas y cargas de superficie) o pasiva (por gravedad, difusión y dinámica de fluidos). En ausencia de estos mecanismos, las células bacterianas serían repelidas por la superficie al presentar cargas eléctricas del mismo signo (Boonaert et al. 2002).

En unos pocos minutos, las bacterias libres forman con la superficie “acondicionada” una matriz EPS reversible (Figura II.9), cuyas características dependen de las cargas eléctricas de las bacterias. Estas fuerzas de tipo atractivo tienen su origen en enlaces de hidrogeno, uniones por cationes y por fuerzas de Van der Waals que compiten con las fuerzas de repulsión. Si esta unión se mantiene el suficiente tiempo, aparecen nuevas estructuras químicas y físicas que la convierten en permanente e irreversible (Flemming et al. 2009).

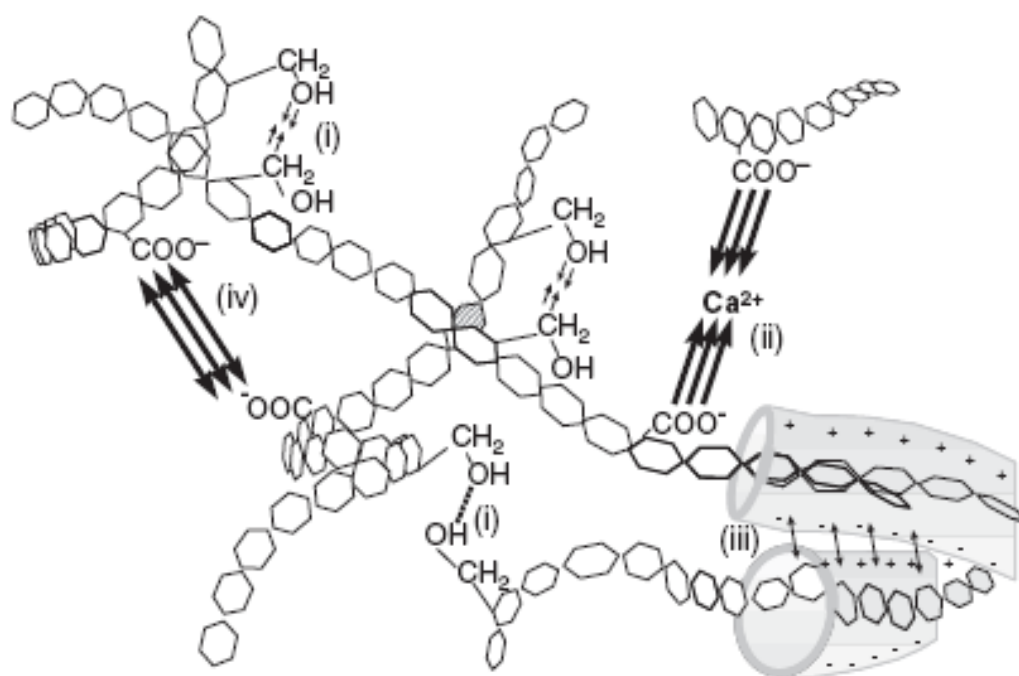


Figura II.9. Fuerzas de unión en una matriz EPS (Mayer et al. 1999): (i) enlaces de hidrogeno, (ii) uniones por cationes, (iii) fuerzas de van der Waals y (iv) fuerzas de repulsión.

En casos de alta densidad de población microbiana o escasez de nutrientes en el agua, algunos microorganismos son capaces de alterar individualmente su pared celular para hacerla más hidrófoba y aumentar su mayor afinidad de adhesión hacia las superficies. Cuando los microorganismos se aproximan a la superficie, casi sin flujo de agua, son atraídos probando su afinidad para la unión y fijación (Figura II.10).

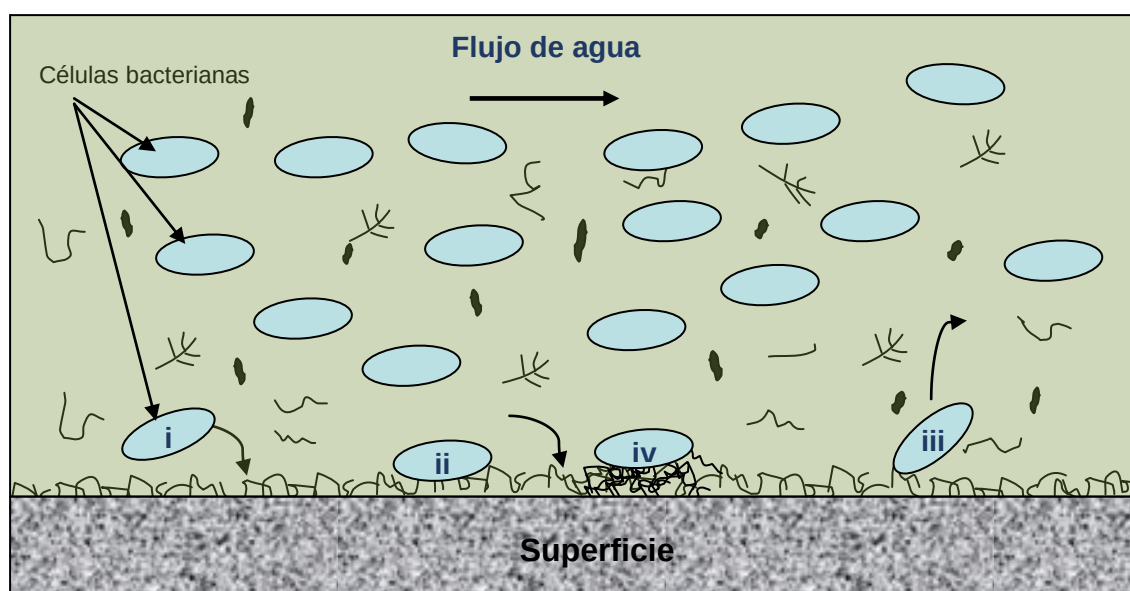


Figura II.10. Transporte de células a la superficie a colonizar (Characklis 1990): (i) adsorción, (ii) adsorción reversible, (iii) desprendimiento y (iv) adsorción irreversible.

Durante la etapa de adsorción reversible, las células bacterianas aún muestran movimiento browniano y se eliminan fácilmente con un método de limpieza poco agresivo. La unión irreversible implica el anclaje de apéndices bacterianos y la producción de EPS, lo que determina que la acción mecánica necesaria para desprenderlas será mayor en función del tiempo que lleve activa la biopelícula.

Las bacterias sufren transformaciones importantes en su estructura para adaptarse al medio. Estas transformaciones activan diferentes genes que codifican nuevas proteínas estructurales y enzimas, lo que permite explicar la adherencia y la resistencia de las bacterias de la biopelícula a antibióticos y

desinfectantes. Durante los últimos años, los avances producidos en el ámbito de la proteómica y la genómica, han permitido identificar 800 proteínas que modifican su concentración a lo largo de las cinco fases de desarrollo y clarificar el complejo proceso de formación de la biopelícula (Whiteley et al. 2001; Singh et al. 2002).

II.2.2.5. Maduración

La estabilidad ambiental favorece el crecimiento y la multiplicación de las células, lo que permite que se genere una mezcla de polímeros polianiónicos de consistencia limosa y pegajosa, que se excretan al exterior para facilitar la unión de las células entre sí y a la superficie.

Aunque su composición no es del todo conocida, la mezcla de EPS está formada por polisacáridos o glucoproteínas de diversos azúcares (glucosa, fructosa, manosa, N-acetilglucosamina, etc) (Parikh & Madamwar 2006) y adicionalmente, puede contener proteínas libres, fosfolípidos y ácidos nucleicos o teicoicos (Chmielewski & Frank 2004). Estas proteínas libres son útiles para retener los nutrientes y proteger las bacterias de diversos biocidas.

El material exopolimérico extracelular o glicocalix se expulsa desde la pared celular bacteriana y adopta una estructura reticular que recuerda la de una araña (Figura II.11). Esta estructura está formada a partir de grupos de polisacáridos neutros o portadores de cargas eléctricas, que actúan como sistemas de intercambio iónico, capaces de capturar y de concentrar los nutrientes presentes en el medio. En las zonas en las que se concentran los nutrientes, las células iniciales se reproducen sin apenas limitaciones y las células posteriores producen su propio glicocalix que incrementará exponencialmente la superficie de intercambio iónico y el volumen de una próspera colonia bacteriana.

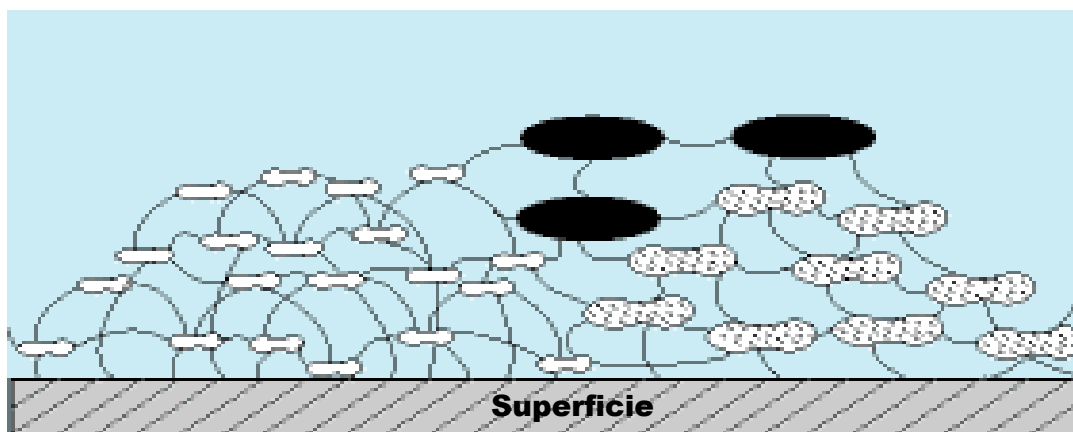


Figura II.11. Diagrama de la estructura de una biopelícula madura (Center Biofouling Engineering 2012).

Gran parte del volumen de una biopelícula madura está formado por una matriz laxamente estructurada (75-95%) alrededor de unas pocas bacterias (5-25%) (Geesey 1994). Todo ello proporciona una capa gelatinosa y deslizante que tapiza la superficie colonizada, con un notable volumen de agua disponible.

II.2.2.6. Simbiosis entre microorganismos

Después de la colonización inicial, diversos microorganismos quedan atrapados en el glicocalix por captación física y por atracción electrostática. Las bacterias con carencia de movilidad serán capaces de aprovechar productos residuales de los primeros colonizadores y de producir sus propios residuos que a su vez serán aprovechados por otros microorganismos.

La estructura de la biopelícula interactúa de una manera compleja, mostrando un comportamiento semejante al de organismos multicelulares. Si un microorganismo genera residuos tóxicos, otro los utilizará como alimento y, de esta forma, se consiguen coordinar los recursos bioquímicos de todos los seres que habitan la matriz de la biopelícula. Además, algunas bacterias se aglutinan dentro de la matriz disponiendo de una serie de enzimas que las permiten digerir nutrientes que ninguna especie aislada podría digerir. También estas enzimas se utilizarán para responder al ataque de diversos biocidas.

Bajo la capa aeróbica puede desarrollarse una biopelícula anaeróbica, cuya estructura se permeabiliza con una malla de surcos atravesados por agua, residuos bacterianos, enzimas, nutrientes, metabolitos y oxígeno (Figura II.12). Los gradientes de iones y de moléculas que se establecen entre las diversas zonas, generan el impulso necesario para llevar las sustancias hacia la periferia de la biopelícula donde se localizan la mayor parte de células. El número de estas células se reduce con la edad de la biopelícula, siendo del 80% en una matriz joven y del 50% en una matriz envejecida (Wimpenny et al. 2000).

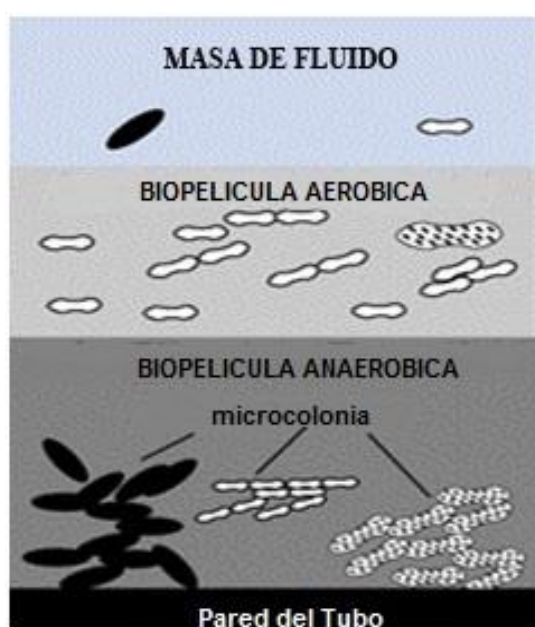


Figura II.12. Consorcio de microorganismos en una biopelícula (Center Biofouling Engineering 2012).

II.2.2.7. Crecimiento y dispersión

En la formación de la biopelícula se producen continuas divisiones de la colonia de la matriz celular, lo que supone un desprendimiento periódico de grupos de células que se depositan aguas abajo. Estas nuevas colonias aprovechan la liberación de residuos y nutrientes de las colonias originales para preparar la nueva superficie y para alimentar a otras células y, como consecuencia, las nuevas colonias crecerán y se extenderán mucho más rápidamente que en la

biopelícula original. Esta colonización está relacionada con la evolución y la supervivencia de las bacterias a largo plazo (Characklis et al. 1990). Si las condiciones del fluido lo permiten, el equilibrio que se establece entre el crecimiento de la colonia y el movimiento del agua, libera pocas células (Figura II.13). Con un flujo intenso o turbulento se pueden liberar muchas más, incluso desprenderse zonas íntegras de la colonia de la biopelícula.

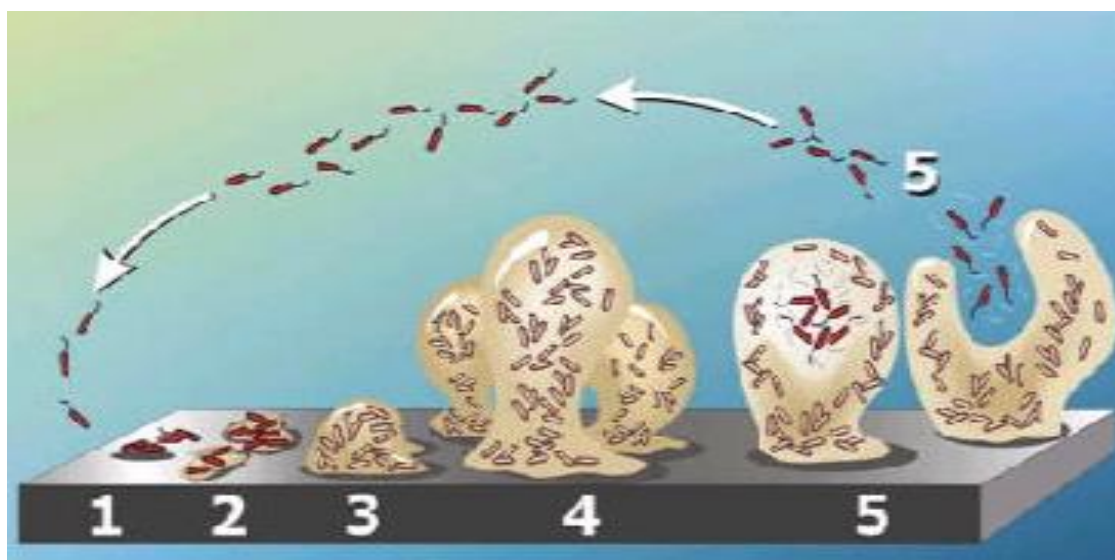


Figura II.13. Movimiento de las células durante las fases de crecimiento de la biopelícula (Center Biofouling Engineering 2012).

II.2.2.8. Aportación de nutrientes a la biopelícula

El principal factor que controla el crecimiento de la biopelícula es la disponibilidad de nutrientes disueltos en el agua y su conversión en biomasa acumulada. En sistemas de circulación de agua de refrigeración, la transferencia de nutrientes a la biopelícula tiende a aumentar con la velocidad de flujo (Characklis 1990). También, las superficies rugosas de las biopelículas incrementan la transferencia de nutrientes unas tres veces en relación con las superficies lisas (Characklis & Marshall 1990; Bott & Gunatillaka 1983). El control de los nutrientes es una manera de controlar el desarrollo de la

biopelícula (Griebe & Flemming 1998; Chandy & Angels de 2001; Flemming 2002). Melo & Bott (1997) observaron, en un sistema de refrigeración industrial, un incremento del 400% en el espesor de la biopelícula a una velocidad de 1,2 m/s para un aumento en el nivel de nutrientes de 4 a 10 mg/L.

La composición química del agua determina el número, diversidad, estado metabólico de las bacterias y su tendencia a adherirse a las superficies (Schneider & Marshall 1994). Hasta ahora no ha habido ningún estudio que relacione directamente los nutrientes, las biopelículas y la colonización. Huang et al. (2007b) demostró en el laboratorio que la disponibilidad de nutrientes y la síntesis de nuevas proteínas para la formación de biopelículas de *Pseudoalteromonas Spongiae* en condiciones estáticas y sin nutrientes añadidos, afectaba a la inducción y la adhesión de la biopelícula a la superficie. Los efectos de sustancias orgánicas en forma de aminoácidos sobre la bioactividad de la biopelícula fueron estudiados por Jin & Qian (2004, 2005). Sus resultados mostraron que la incorporación de ácido aspártico y ácido glutámico provoca un aumento significativo en la masa bacteriana, modifica su estructura e incrementa el efecto inductor de formación de la biopelícula. Además, Huang et al. (2007a) encontró que las características de las biopelículas generadas en hábitats con distintas condiciones ambientales, muestran notables diferencias en cuanto a la bioactividad de los asentamientos larvarios de macroinvertebrados, lo que sugiere que la naturaleza de los nutrientes es un factor determinante de la actividad biológica en la biopelícula.

Los nutrientes que requieren los microorganismos para su alimentación se dividen en dos grandes categorías (Bott 1995):

- Macronutrientes (C, H, O, N, P, S, K, Mg).
- Micronutrientes o elementos traza (Co, Cu, Zn, Mo).

En la naturaleza, estos elementos se encuentran combinados formando parte de sustancias orgánicas e inorgánicas. Algunos de los nutrientes son incorporados para construir macromoléculas y estructuras celulares, otros sólo sirven para la producción de energía sin incorporándose directamente como material celular y otros pueden desempeñar ambas funciones (Bott 1995).

La colonia bacteriana exhibe una gran versatilidad metabólica en el uso de los nutrientes. Desde los autótrofos, que obtienen su carbono por reducción del CO_2 y los demás elementos a partir de fuentes igualmente inorgánicas, a los heterótrofos capaces de usar amplias gamas de fuentes orgánicas de carbono. A su vez, dentro de los heterótrofos, se pueden encontrar muchos y variados tipos de nutrición, desde bacterias metilótrofas que sólo usan metano o metanol como fuentes de carbono y energía, hasta los versátiles *Pseudomonas*, que pueden recurrir a degradar más de cien tipos de fuentes de carbono (incluyendo hidrocarburos alifáticos y cíclicos). De cualquier modo, entre los heterótrofos, la fuente más extendida de carbono es la glucosa (Bott 1995).

En los heterótrofos-organótrofos, los sustratos carbonados (con un nivel de oxidación similar al del material celular $-\text{CH}_2\text{O}-$) participan simultáneamente en el metabolismo energético (la fuente de carbono se transforma en CO_2 junto a otras sustancias no totalmente oxidadas) y en el metabolismo plástico (anabolismo = biosíntesis de nuevo material celular).

Aunque dentro del mundo de los procariotas se encuentre tanta variedad de fuentes de nutrición, existe un reducido número de bacterias que pueden nutrirse solamente de sustancias inorgánicas sencillas (H_2O , CO_2 , N_2 , NO_3^- , NH_3 , SO_4 , fosfatos, etc.). De hecho, existen rutas metabólicas que sólo han evolucionado en procariotas. Cabe citar aquí los microorganismos quimioautótrofos (o quimiolitóautótrofos) que obtienen su energía de la oxidación de sustancias inorgánicas sencillas, obteniendo el carbono del CO_2 , y el resto de elementos a partir de sales inorgánicas, por lo que pueden vivir en soluciones de sales minerales en ausencia de luz. Sin embargo, las bacterias recurren, habitualmente y siempre que sea posible, a tomar del medio ciertos compuestos complejos debido a la carencia de ciertas rutas biosintéticas. En función de sus fuentes de nutrición los organismos se clasifican en (Bott 1995):

- Fotótrofos (*Phototrophs*): adquieren su energía directamente de la luz solar.
- Quimiótrofos (*Chemotrophs*): adquieren su energía de los procesos de oxidación de sustancias orgánicas e inorgánicas.

- Autótrofas (*Autotrophs*): crecen sintetizando sus componentes a partir de sustancias inorgánicas sencillas. Ahora bien, habitualmente el término de autótrofo se reserva para designar la capacidad de utilizar el CO_2 como una fuente inorgánica de carbono.
- Organotrofas (*Orgotrophs*): requieren para su nutrición compuestos orgánicos (hidratos de carbono, hidrocarburos, lípidos, proteínas o alcoholes).
- Heterótrofas (*Hetrotrophs*): requieren para su nutrición fuentes de carbono orgánico, si bien, otros elementos distintos del carbono pueden captarlos de fuentes inorgánicas.
- Litótrofas (*Lithotrophs*): para su nutrición requieren sustancias inorgánicas sencillas (SH_2 , SO , NH_3 , NO_2^- , Fe).

II.2.2.9. Factores abióticos y bióticos que influyen en el desarrollo de la biopelícula

La estructura de la biopelícula puede alterarse por factores abióticos o bióticos. Entre los factores abióticos que determinan el desarrollo de la biopelícula destacan los siguientes (Characklis & Marshall 1990):

- Profundidad.
- Iluminación.
- Tiempo de exposición.
- Altura de las mareas.
- Régimen de circulación de agua.
- Alteración física.
- Latitud.
- Estación del año.
- Química del agua.

- Suministro de nutrientes.
- Condiciones físicas y químicas (abióticas) en la interfase de agua de mar/biopelícula. A medida que el espesor de la biopelícula aumenta, las variaciones del pH, oxígeno disuelto y subproductos metabólicos son más importantes y generalmente influyen directamente en su desarrollo (Wimpenny 2000).

Los factores bióticos que intervienen en el proceso de desarrollo de la biopelícula y que pueden influir en su desprendimiento cuando las condiciones se vuelven desfavorables son (Clare et al. 1992; Fenchel 1998; Beech et al. 2000; Stewart 2002; Flemming et al. 2009; Dahms & Qian 2005):

- Interacción entre los organismos
- Perturbaciones biológicas.
- Propiedades de adhesión de los microorganismos bajo condiciones de turbulencia.
- Estado fisiológico de los organismos.
- Secreción de EPS.

II.2.3. MACROFOULING

El macrofouling es la acumulación no deseada de organismos multicelulares sobre una superficie sumergida o en contacto con agua de mar, desarrollados a partir de una biopelícula biológica previamente formada. La acumulación de dichos macroorganismos puede llegar a paralizar el funcionamiento de un sistema de intercambio de calor (Eguía & Trueba 2008).

II.2.3.1. Adhesión de macroalgas e invertebrados

El desarrollo del macrofouling en los sistemas refrigerados por agua de mar se inicia con la adhesión de larvas planctónicas de invertebrados seguida de una fase de desarrollo que las convierte en organismos adultos (Murthy et al. 2008). Las altas velocidad de flujo (>3 m/s) aseguran un suministro continuo de oxígeno y nutrientes para los organismos, evitando la acumulación de residuos (plásticos, metales u otros) y favoreciendo el proceso de colonización (Jenner 1980). Los microorganismos son los primeros en colonizar una superficie sumergida en agua de mar. En una segunda etapa, las macroalgas e invertebrados se adhieren a las superficies en tres etapas diferenciadas (Railkin 2005):

- Exploración del sustrato. El asentamiento del organismo sobre el sustrato puede ser accidental o selectivo mediante contacto.
- Adhesión (Asentamiento temporal). El organismo en fase joven está adherido al sustrato débilmente y podría soltarse repentinamente.
- Asentamiento definitivo. En esta fase el organismo pasa al estado adulto mediante procesos metamórficos. Una vez asentado y se haya producido la metamorfosis, se considera inamovible (Dürr & Thomason 2010).

Alrededor de 150 especies de macrofouling han sido registradas en los sistemas refrigerados por agua de mar (Claudi & Mackie 1994), de entre las que destacan macroalgas, moluscos, ostras, percebes y crustáceos, que se adhieren a las tuberías y filtros, dando lugar a considerables pérdidas de carga.

II.2.3.2. Factores de influencia

Los factores de influencia que afectan al desarrollo del macrofouling son (Corfield et al. 2004; Flemming et al. 2009):

- Velocidad del fluido. Se fija entre 1 y 3 m/s para evitar la acumulación de microorganismos.
- Temperatura del agua. Influye directamente sobre la actividad microbiana.
- Densidad de organismos en el agua de mar.
- Frecuencia de uso del sistema de refrigeración.
- Fugas en válvulas de aislamiento que permitan la entrada de nutrientes y organismos.
- Sistemas antifouling poco adecuados a las características del sistema de refrigeración, condiciones de trabajo y organismos presentes.
- Las dimensiones del área a colonizar. Deben minimizarse las zonas en contacto con el agua de mar para reducir la presencia de macroorganismos.
- Configuración del sistema de circulación de agua. Deben evitarse cambios de corriente y remansos que favorezcan la acumulación de organismos en esas zonas.

II.2.4. EFECTOS DEL BIOFOULING SOBRE LOS INTERCAMBIADORES DE CALOR

El biofouling tiene una gran influencia en el rendimiento térmico de los intercambiadores de calor, debido a la acumulación de depósitos bióticos aislantes en las superficies de intercambio de calor y en la aceleración de los procesos de biocorrosión (Putman 2001). Esta acumulación añade no sólo una resistencia térmica adicional al flujo de calor, sino una mayor resistencia friccional al paso del fluido. La adhesión de biofouling altera las condiciones físico-químicas en la interfase agua-superficie y forma barreras de intercambio de calor entre la superficie metálica y el medio líquido circundante (Beech et al. 2005).

Las principales consecuencias producidas por el biofouling en los intercambiadores de calor son las siguientes (Kovalak et al. 1993; Coetser et al. 2005; Flemming et al. 2009; Bott 2011):

- Pérdidas de producción debido a la disminución en la eficiencia del proceso de transferencia de calor.
- Pérdidas de producción debidas a paradas programadas y no programadas de la instalación.
- Costes de mantenimiento resultantes de la aplicación de métodos antifouling.
- Incremento de los procesos de corrosión inducida por la corrosión microbiológica.
- Incremento del consumo energético de la instalación para contrarrestar los efectos del ensuciamiento biológico.
- Aumento de los costes de fabricación de los intercambiadores de calor al asumir un coeficiente de ensuciamiento biológico sin perder potencia de diseño.
- Incremento de los riesgos ambientales por la utilización de biocidas químicos.
- Aumento de las emisiones de CO₂ para contrarrestar el ensuciamiento biológico.
- Costes producidos por la gestión del residuo del macrofouling después de su retirada de la instalación.
- Averías debido a la acumulación en sistemas auxiliares (válvulas, rejillas, bombas).
- Obstrucción de las tuberías de aspiración/descarga y de las canalizaciones del agua de refrigeración.

II.3. INTERCAMBIADORES DE CALOR

II.3.1. INTRODUCCIÓN

Un intercambiador de calor es un equipo que transfiere energía térmica entre dos fluidos por contacto directo (intercambiador de mezcla) o indirecto a través de una superficie sólida (intercambiador de superficie). En ellos no existen interacciones térmicas externas ni mecánicas (Ramesh & Dusan 2003).

II.3.2. ASPECTOS RELATIVOS AL DISEÑO DE INTERCAMBIADORES DE CALOR

El diseño es una actividad dirigida a proporcionar una descripción completa de un sistema o simplemente de uno de sus componentes. Estas descripciones representan una especificación inequívoca de la estructura del sistema o componente y de su tamaño y rendimiento, así como de otras características importantes para la posterior fabricación y utilización. Esto se puede lograr utilizando una metodología de diseño bien definida. Desde la formulación del alcance de esta actividad, debe quedar claro que la metodología de diseño tiene una estructura muy compleja. Por otra parte, la metodología de diseño de un intercambiador de calor o de cualquiera de sus componentes debe ser compatible con el diseño del ciclo de vida del sistema. El diseño del ciclo de vida implica consideraciones organizadas en las siguientes etapas (Ramesh & Dusan 2003):

- Formulación del problema (incluyendo la interacción con el cliente).
- Desarrollo de conceptos (selección de diseños viables, diseño preliminar).
- Diseño detallado del intercambiador (cálculos de diseño y otras consideraciones pertinentes).
- Fabricación.
- Consideraciones de utilización (operación, limpieza, eliminación).

En la etapa inicial, el diseñador debe especificar los requisitos y definir el objetivo principal del diseño del sistema. Esto debe basarse en una buena comprensión de las necesidades del cliente. Si el problema está claramente formulado, el diseñador evalúa conceptos alternativos del diseño del sistema y selecciona una o las soluciones de diseño más viables. Sobre la base de este análisis, el tamaño detallado, el cálculo de costos y la optimización, tienen que ser completados. Esta actividad conduce a una solución de diseño propuesta. Las consideraciones de diseño de un intercambiador de calor son (Ramesh & Dusan 2003):

- Especificaciones del proceso y diseño.
- Diseño térmico e hidráulico.
- Diseño mecánico.
- Consideraciones de fabricación y coste.
- Factores de compensación económica y de optimización.

Estas consideraciones de diseño, por lo general, no son secuenciales. Puede haber interacciones fuertes y retroalimentación entre ellas, antes, durante y al finalizar el proceso de diseño. La metodología de diseño, en general, es bastante compleja debido a los muchos juicios cualitativos, además de cálculos cuantitativos, que deben ser introducidos. Cabe destacar que, dependiendo de la aplicación específica, algunas de las consideraciones anteriores se aplican en varios niveles de detalle durante el proceso (Ramesh & Dusan 2003).

II.3.3. CLASIFICACION DE LOS INTERCAMBIADORES DE CALOR

Los intercambiadores de calor pueden clasificarse según los siguientes criterios (Ramesh & Dusan 2003; Sadik et al. 2012):

II.3.3.1. En función del objetivo del intercambio de calor

Dependiendo del objetivo de intercambio de calor pueden diferenciarse los siguientes tipos de intercambiadores de calor (Figura II.14) (Theodore 2011):

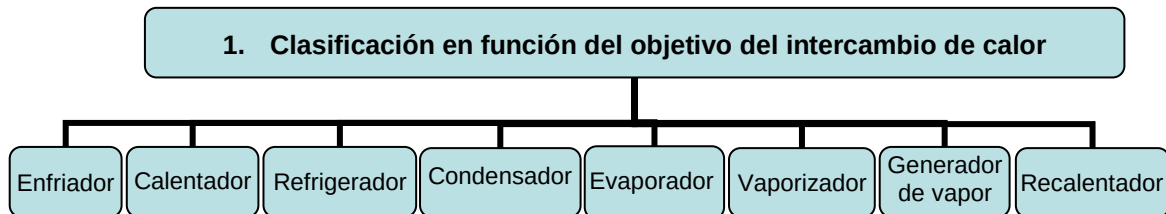


Figura II.14. Clasificación de los intercambiadores de calor en función del objetivo del intercambio de calor (Ramesh & Dusan 2003; Theodore 2011).

- **Enfriador:** intercambia energía térmica desde la corriente del fluido a enfriar a otro más frío sin que se produzca cambio de estado de los fluidos.
- **Calentador:** aumenta la entalpía de un fluido utilizando una fuente de calor sin que se produzca cambio de estado de los fluidos.
- **Refrigerador:** disipa el calor del medio utilizando un fluido refrigerante.
- **Condensador:** cambio de estado de gas a líquido de un fluido utilizando otro como medio de enfriamiento.
- **Evaporador:** cambio de estado de líquido a gas del agua utilizando un medio de calentamiento externo.
- **Vaporizador:** cambio de estado de líquido a gas de un fluido (no agua) utilizando una fuente de calor externa.
- **Generador de vapor:** calienta agua en fase líquida hasta su transformación en vapor a una presión superior a la atmosférica empleando los gases de un proceso de combustión.
- **Recalentador:** calienta el vapor por encima de su temperatura de saturación utilizando los gases de un proceso de combustión.

II.3.3.2. En función de la naturaleza de los procesos de transferencia de calor

Dependiendo de la naturaleza del proceso de transferencia de calor es posible diferenciar entre intercambio de calor por contacto indirecto o directo (Figura II.15).

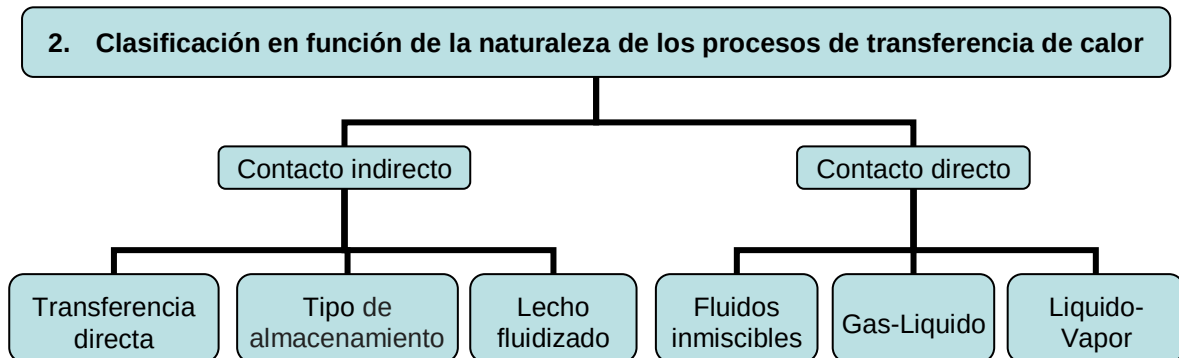


Figura II.15. Clasificación de los intercambiadores de calor en función de la naturaleza de los procesos de transferencia de calor (Ramesh & Dusan 2003).

II.3.3.2.1. Intercambiadores de contacto indirecto o de superficie

La transmisión de calor entre los fluidos se produce por contacto indirecto a través de una superficie sólida sin transferencia de masa. En función de la naturaleza de los fluidos que intervienen en el proceso pueden ser:

- **De transferencia directa:** la transferencia de calor entre el fluido caliente y el fluido frío se produce a través de una pared divisoria.
- **De almacenamiento:** transfieren el calor de forma intermitente porque los fluidos atraviesan los mismos conductos alternativamente.
- **De lecho fluidizado:** el calor generado en la combustión de las partículas en suspensión se transmite al fluido que circula por el interior de un conducto.

II.3.3.2.2. Intercambiadores de calor de contacto directo o de mezcla

Los fluidos que intervienen en el proceso entran en contacto mezclándose, resultando un proceso combinado de transferencia de masa y calor. En función de la naturaleza de los fluidos que intervienen en el proceso pueden ser:

- **De fluidos inmiscibles:** mezclan dos fluidos en diferente estado termodinámico en procesos de condensación o vaporización.
- **De gas-liquido:** intercambio de calor entre un fluido en estado líquido y el aire.
- **De líquido-vapor:** mezcla de un mismo fluido en diferente estado termodinámico en procesos de condensación o vaporización.

II.3.3.3. En función del número de fluidos que intervienen en el proceso

Normalmente, los procesos de calentamiento y enfriamiento implican la transferencia de calor entre dos fluidos. En procesos de criogenización pueden intervenir tres fluidos y de forma excepcional en algunos procesos químicos se han llegado a utilizar hasta doce fluidos (Figura II.16).

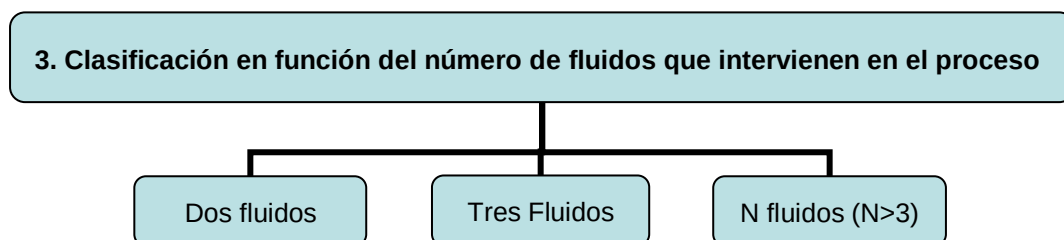


Figura II.16. Clasificación de los intercambiadores en función del número de fluidos que intervienen en el proceso (Ramesh & Dusan 2003).

II.3.3.4. En función de la superficie de transferencia de calor

Los intercambiadores de calor de superficie compactada tienen una mayor superficie de transferencia de calor por unidad de volumen. Esta característica resulta de reducir el espacio, el peso y las estructuras soporte de los componentes internos, que mejoran la eficiencia energética y los costos económicos del intercambiador. Estas reducciones implican requerimientos específicos del diseño del proceso y de la instalación, requiriéndose menores caudales volumétricos de fluido en la instalación (Ramesh & Dusan 2003).

En función de la superficie de transferencia de calor pueden diferenciarse los siguientes tipos de intercambiadores (Figura II.17) (Ramesh & Dusan 2003):

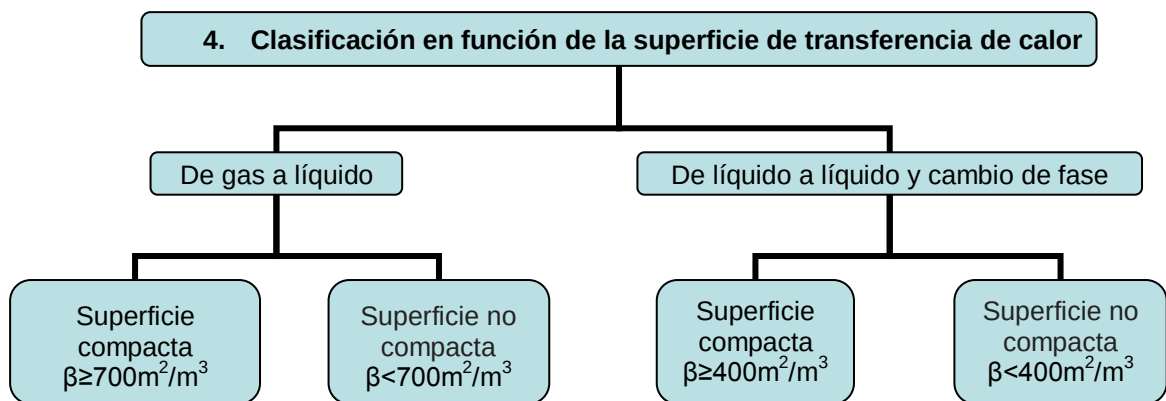


Figura II.17. Clasificación de los intercambiadores en función de la superficie de transferencia de calor (Ramesh & Dusan 2003).

II.3.3.4.1. Intercambiadores de gas a líquido

En el proceso de intercambio de calor interviene un fluido en estado gaseoso que cede calor a otro en estado líquido sin cambio de fase. Los intercambiadores en los que ocurren estos procesos pueden ser:

- **De superficie compactada:** tienen una densidad de superficie de intercambio de calor mayor o igual a $700 \text{ m}^2/\text{m}^3$.
- **De superficie no compactada:** tienen una densidad de superficie de intercambio de calor menor de $700 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

II.3.3.4.2. Intercambiadores de líquido a líquido y cambio de fase

El proceso de intercambio de calor implica el cambio de estado de uno de los fluidos en el proceso de cesión de calor de un líquido a otro. Los intercambiadores en los que ocurren estos procesos pueden ser:

- **De superficie compactada:** tienen una densidad de superficie de intercambio de calor igual o superior a $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$.
- **De superficie no compactada:** tienen una densidad de superficie de transferencia de calor inferior a $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

II.3.3.5. En función de las características constructivas

Atendiendo a sus características de construcción cabe diferenciar entre intercambiadores tubulares, de placas, de superficie extendida o regenerativos, los cuales a su vez se subdividen en las categorías detalladas en la Figura II.18 (Walker 1990).

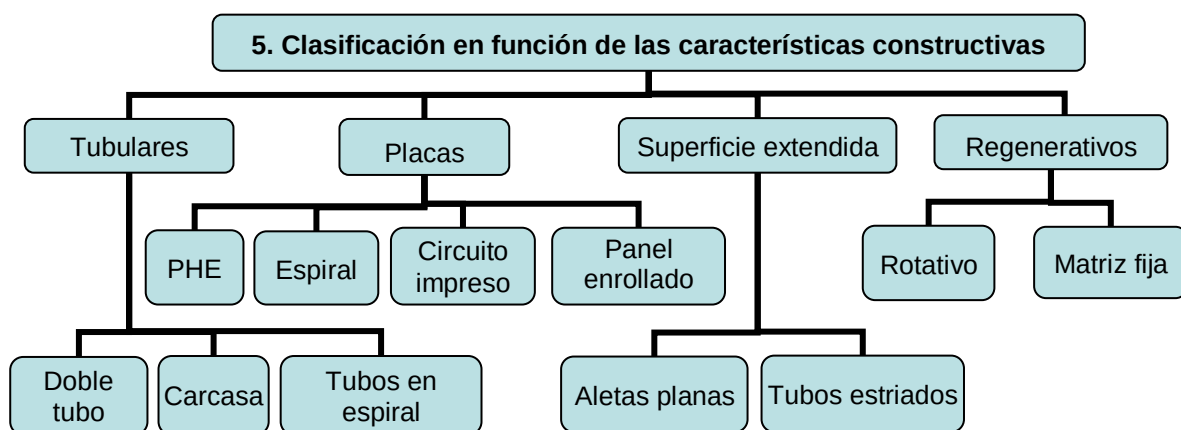


Figura II.18. Clasificación de los intercambiadores de calor en función de sus características de construcción (Walker 1990; Ramesh & Dusan 2003).

II.3.3.5.1. Intercambiadores de calor tubulares

Normalmente se construyen con tubos de sección circular, aunque en algunos casos se han utilizado tubos trenzados de sección elíptica o rectangular. Su diseño es bastante flexible debido a que la geometría del núcleo se puede variar fácilmente modificando el diámetro, la longitud y la disposición de los tubos, en función de las necesidades de transferencia de calor, de la caída de presión requerida, de la reducción de las tensiones térmicas, de la reducción de fugas, de los métodos de limpieza de los tubos, de las presiones y temperaturas de operación o del control de la corrosión (Theodore 2011). Pueden trabajar con fluidos a alta presión en fase líquido-líquido, líquido-gas o gas-gas.

Según la Asociación de Fabricantes de Intercambiadores de Calor Tubulares (TEMA) cada intercambiador se designa por una combinación de tres letras: la primera indica el tipo de cabezal frontal, la segunda el tipo de carcasa y la tercera el tipo de cabezal posterior (Figura II.20). Así mismo, pueden diferenciarse las siguientes variantes:

- **De doble tubo:** constan de un tubo por el que circula un fluido, dispuesto en el interior de otro de mayor diámetro por el que circula un segundo fluido a contraflujo o en flujo paralelo.
- **De carcasa:** formados por un haz de tubos montado concéntricamente a la carcasa (Figura II.19). Uno de los fluidos circula a través de la carcasa y el segundo circula por el interior de los tubos.

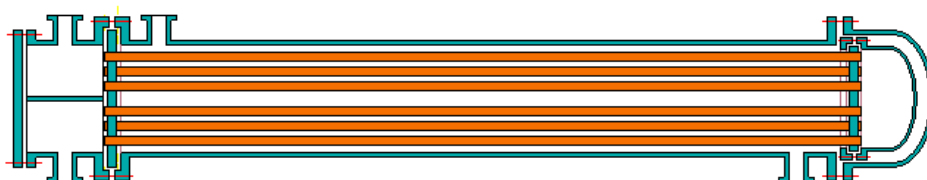


Figura II.19. Intercambiador tubular de carcasa tipo A.E.S. (TEMA 1999).

- **De tubos en espiral:** constan de uno o más tubos enrollados en espiral en el interior de una carcasa.

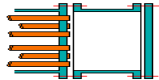
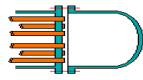
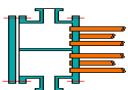
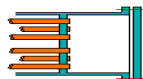
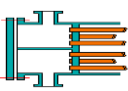
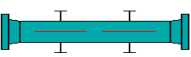
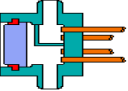
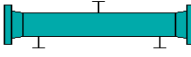
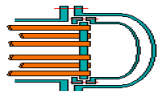
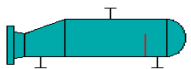
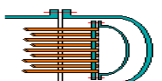
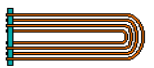
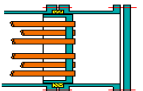
TIPOS DE CABEZAL ESTACIONARIO. EXTREMO FRONTAL	TIPOS DE CARCASAS	TIPOS DE CABEZALES. EXTREMO POSTERIOR
A  Canal y cubierta desmontable	E  Carcasa de un paso	L  Espejo fijo como cabezal estacionario "A"
B  Casquete. Cubierta integrada	F  Carcasa de dos pasos con deflector longitudinal	M  De espejo fijo como el cabezal estacionario "B"
C  Canal integrado. Haz de tubos desmontable.	G  De flujo partido	N  De espejo fijo como el cabezal estacionario "N"
N  Canal integrado con espejo y cubierta	H  De flujo partido	P  Cabezal flotante con empaquetadura exterior
D  Cierre especial a alta presión	J  Flujo dividido	S  Cabezal flotante con dispositivo de apoyo
	K  Rehervidor de caldera	T  Cabeza flotante sin contrabrida
		U  Haz de tubo en U
		W  Espejo flotante sellado externamente

Figura II.20. Identificación de intercambiadores de calor tubulares (TEMA 1999).

II.3.3.5.2. Intercambiadores de calor de placas

Se construyen por compactación de placas finas corrugadas que permiten mejorar la transferencia de calor para procesos a bajas presiones y temperaturas de trabajo. Constructivamente se diferencian los siguientes tipos (Theodore 2011):

- **De placa PHE (plate-and-frame):** formado por un conjunto rectangular de placas de metal compactadas y selladas perimetralmente (Figura II.21).

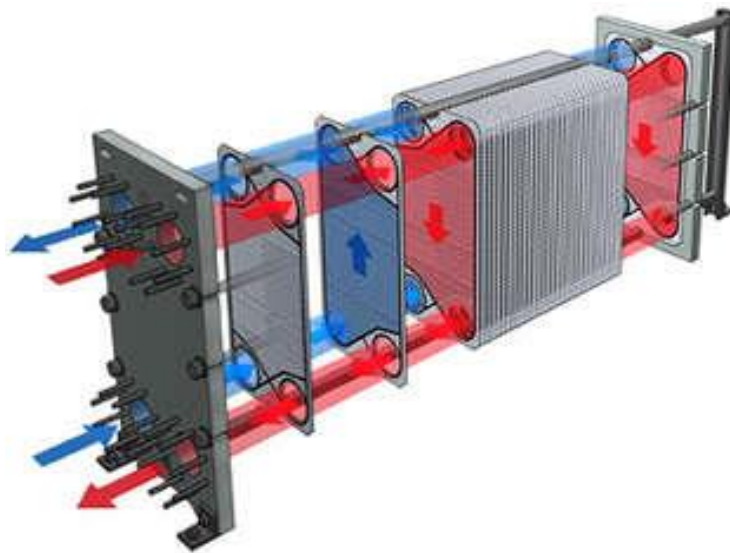


Figura II.21. Disposición de un intercambiador de calor de placas PHE (Gold-Bar Ltd. 2012).

- **De placas en espiral:** constan de dos placas envueltas helicoidalmente alrededor de un separador para formar un par de canales por los que circulan los fluidos.
- **De circuito impreso:** compuestos de canales impresos en una placa de 0,1 a 2 mm de espesor con densidades de superficie de intercambio de calor que van de 650 a 1300 m²/m³.
- **De panel enrollado:** formado por placas con canales por las que circula el fluido, dispuestas circularmente aunque puedan tener formas y tamaños muy variados.

II.3.3.5.3. Intercambiadores de calor de superficie extendida

Disponen de apéndices que permiten aumentar la superficie de transferencia de calor, incrementando la eficiencia de los intercambiadores de calor tubulares o de placas hasta un 40%. Según el modo de extender su superficie de intercambio de calor pueden ser:

- **De aletas planas:** apéndices planos dispuestos longitudinalmente en la periferia del tubo (Figura II.22).

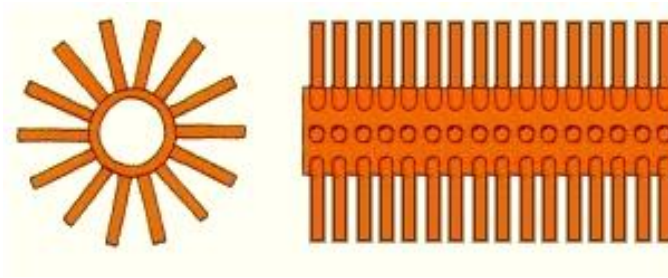


Figura II.22. Disposición de un tubo con aletas planas.

- **De tubos estriados:** las estrías pueden situarse en el interior o en el exterior y consisten en apéndices de material dispuestos helicoidalmente a lo largo del tubo.

II.3.3.5.4. Intercambiadores de calor regenerativos

Son intercambiadores de bajo coste, alta superficie de intercambio de calor por unidad de volumen, fáciles de limpiar y de bajo mantenimiento. Emplean un único fluido que fluye intermitentemente en estado caliente o frío, de forma que cuando está caliente almacena en calor en el regenerador y lo cede posteriormente al fluido frío. Según sus disposiciones constructivas pueden ser (Ramesh & Dusan 2003):

- **Rotativos:** constan de una matriz giratoria que aumenta el régimen turbulento del fluido facilitando el proceso de transferencia de calor.
- **De matriz fija:** el fluido circula alternativamente mediante un sistema de válvulas a través de los órganos fijos del intercambiador de calor.

II.3.3.6. En función del sentido relativo del flujo de los fluidos

La disposición de los fluidos en el intercambiador depende de factores como la eficiencia del proceso, caída de presión disponible, velocidades del flujo, tensiones térmicas admisibles, rangos de temperatura o criterios relativos a las tuberías. Atendiendo al número de veces que el fluido pasa a través del equipo, los intercambiadores de calor pueden ser (Figura II.23):

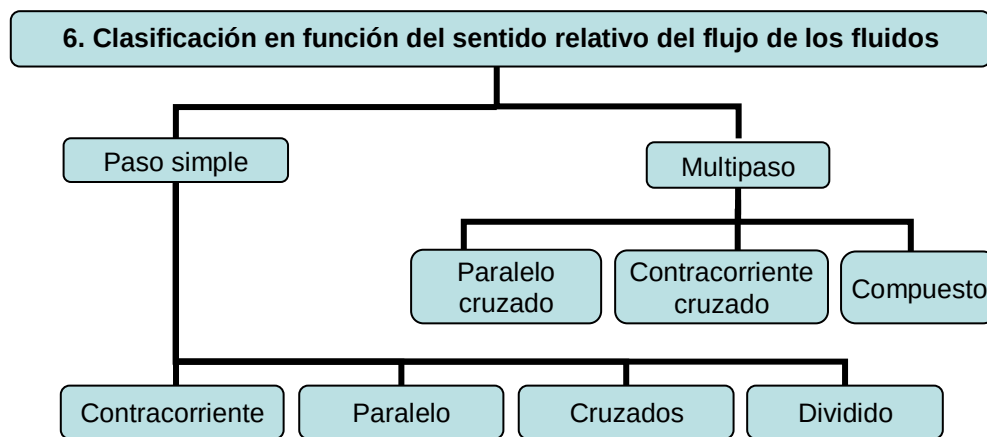


Figura II.23. Clasificación de los intercambiadores en función del sentido relativo de los fluidos (Ramesh & Dusan 2003).

II.3.3.6.1. Intercambiadores de calor de paso simple

Los fluidos atraviesan el intercambiador de calor una sola vez. En función del sentido de circulación de los fluidos, los intercambiadores de calor pueden ser (Thulukkanam 2013):

- **Flujos a contracorriente:** los fluidos entran por los extremos opuestos y fluyen en paralelo en distintos sentidos.
- **Flujos en paralelo:** el flujo interno y el flujo externo entran por el mismo extremo y fluyen en paralelo hacia la salida por el extremo opuesto.
- **Flujos cruzados:** uno de los fluidos circula en dirección perpendicular al otro.
- **Flujo dividido:** el fluido entra por el centro de la carcasa y se divide en dos flujos iguales saliendo por los extremos.

II.3.3.6.2. Intercambiadores de calor multipaso

El fluido atraviesa el intercambiador dos o más veces, invirtiéndose el sentido del flujo dentro del propio intercambiador. Dependiendo del sentido de los fluidos, estos intercambiadores de calor pueden ser (Ramesh & Dusan 2003):

- **Flujos paralelos-cruzados:** el intercambiador consta de dos haces tubulares. Por el primero entra el fluido interno, invierte su sentido y sale por el segundo en paralelo por el extremo de entrada. El fluido externo circula en dirección perpendicular al interno, en el sentido de inversión del flujo interno (Figura II.24a).
- **Flujos a contracorriente-cruzados:** el intercambiador consta de dos haces tubulares. Por el primero entra el fluido interno, invierte su sentido y sale por el segundo en paralelo por el extremo de entrada. El fluido externo circula en dirección perpendicular al interno, en sentido contrario a la inversión del flujo interno (Figura II.24b).
- **Flujo compuesto:** el intercambiador consta de cuatro haces tubulares. El fluido interno atraviesa dos de ellos, invierte su sentido y sale a través de los otros dos en paralelo por el extremo de entrada. El fluido externo se divide en dos flujos atravesando cada uno de ellos un par de haces tubulares en dirección perpendicular al interno, en sentido contrario a la inversión del flujo interno (Figura II.24c).

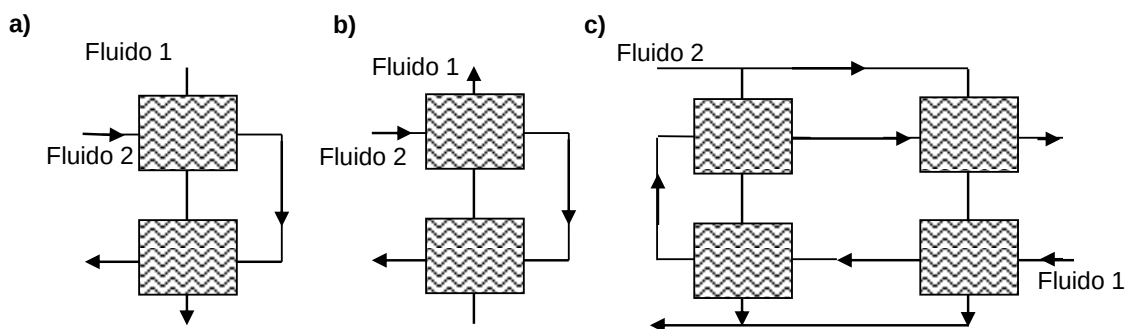


Figura II.24. Diagramas de disposición de los flujos en intercambiadores de calor multipaso: a) flujo paralelo-cruzado, b) flujo contracorriente-cruzado y c) flujo compuesto. (Ramesh & Dusan 2003).

II.3.3.7. En función de los mecanismos de transferencia de calor

Dependiendo de los mecanismos de transmisión de calor que intervienen en el proceso, los intercambiadores pueden ser (Figura II.25) (Thulukkanam 2013):

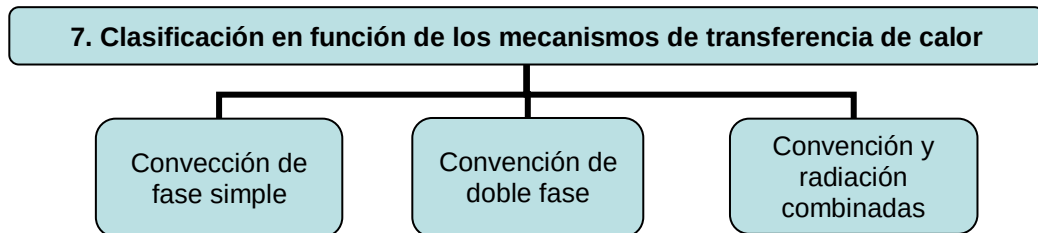


Figura II.25. Clasificación de los intercambiadores en función de los mecanismos de transferencia de calor (Thulukkanam 2013).

- **Convección de fase simple:** el calor se transfiere por corrientes de convección sin cambio de fase de los líquidos que intervienen en el proceso.
- **Convección de doble fase:** el calor se transfiere por corrientes de convección con cambio de fase de uno de los fluidos que intervienen en el proceso.
- **Convección y radiación combinadas:** el calor se transfiere por corrientes de convección y en forma de ondas electromagnéticas.

II.3.4. ASPECTOS DE DISEÑO QUE MINIMIZAN LA ADHESIÓN DEL BIOFOULING

El diseño del intercambiador de calor puede representar un factor importante para minimizar la presencia de biofouling sobre sus superficies. Las principales variables de diseño que intervienen en el proceso de crecimiento del biofouling son (Cloete et al. 1992):

- Velocidad del fluido.
- Composición y rugosidad del soporte.
- Temperatura del soporte y del agua de refrigeración.
- Propiedades físico-químicas del fluido.
- Variables biológicas.
- Geometría del paso del fluido.

Aunque es muy difícil relacionar la colonización de la superficie con una sola de estas variables, sí puede afirmarse que todas tienen su influencia en el proceso de desarrollo de la biopelícula sobre la superficie en contacto con el agua de mar. De este modo, se recomienda mantener velocidades de flujo mínimas superiores a 0,9 m/s, utilizar superficies lisas y elevadas temperaturas (>90°C). De no ser así, la presencia de biofouling sobre la superficie de intercambio de calor es inevitable.

II.4. TRATAMIENTOS QUÍMICOS ANTIFOULING

Los compuestos químicos utilizados como agentes antifouling en los intercambiadores de calor se denominan *biocidas*. Además, pueden utilizarse secuestrantes, dispersantes o quelantes con otros fines (Tabla II.1).

Agente	Metodología
Secuestrante	Forma un complejo químico con el depósito manteniéndolo en suspensión.
Dispersante	Transmite carga a la superficie manteniendo las partículas en suspensión.
Quelante	Forma un fuerte complejo químico con las especies que forman la incrustación.
Biocida	Mata o incapacita generando daños irreversibles en la estructura o en las funciones vitales de los microorganismos.

Tabla II.1. Agentes químicos utilizados en el tratamiento del agua de mar (Bott 1995).

Los biocidas contienen una o más sustancias activas, cuya función es destruir, contrarrestar, neutralizar, impedir la acción o ejercer un control de otro tipo sobre cualquier organismo nocivo por medios químicos o biológicos (Real Decreto 1054/2002). Dosificados adecuadamente reducen drásticamente el número y la actividad de las células presentes en el agua y en la biopelícula. Debido a su carácter toxico, en dosis inadecuadas pueden resultar perjudiciales para el medioambiente por lo que están sometidos a estrictas normativas de uso (Eguía et al. 2007). Estas normas son cada vez más restrictivas, de forma que puede llegarse a la situación de que la concentración de biocida permitida sea inferior a la efectiva, lo que requiere la búsqueda de otras alternativas.

Los biocidas utilizados en sistemas industriales de refrigeración han de tener un amplio espectro, ya que deben limitar el crecimiento de una gran variedad de microorganismos incluyendo bacterias, hongos y algas. Además, deben ser efectivos en un amplio margen de condiciones específicas de operación de los equipos (Tabla II.2).

Biocida	Carácter iónico	pH	Actividad óptima
Cl ₂ gas	No	5 – 7,5	Algas y bacterias
NaClO	Aniónicos	7 – 8,5	Algas y bacterias
Br ₂	No	5 – 9	Algas y bacterias
ClO ₂	No	6 – 10	Algas, bacterias, hongos y bacterias sulfato reductoras
Clorofenoles	Aniónicos	5 – 8	Algas, bacterias y hongos
Sales de NH ₄ ⁺	Catiónicos	7 – 9,5	Algas y bacterias
Órgano azufrados	Aniónicos	5 – 7,5	Bacterias y hongos
Órgano bromados	No	5 – 8	Algas, bacterias, hongos y bacterias sulfato reductoras
Isotiazolonas	No	5 – 8,5	Algas, bacterias, hongos y bacterias sulfato reductoras
Glutaraldehído	No	5 – 8,5	Algas, bacterias y bacterias sulfato reductoras

Tabla II.2. Condiciones específicas de operación de diferentes biocidas (Lamirsa 1990).

II.4.1. MODO DE ACTUACIÓN DE UN BIOCIDA

El mecanismo de actuación de un biocida se divide en tres fases (Figura II.26) (Fusetani & Clare 2006; Bott 2011):

- (1) **Adsorción del biocida por la célula:** el biocida transportado por la corriente de fluido entra en contacto en la interfase agua/biopelícula con la célula protegida por los EPS.
- (2) **Penetración del biocida en la célula:** el biocida atraviesa la membrana semipermeable de la célula.
- (3) **Combinación química del biocida con las estructuras esenciales de la célula:** el biocida causa daños en el citoplasma de la célula afectando gravemente a su estructura, causando su muerte.

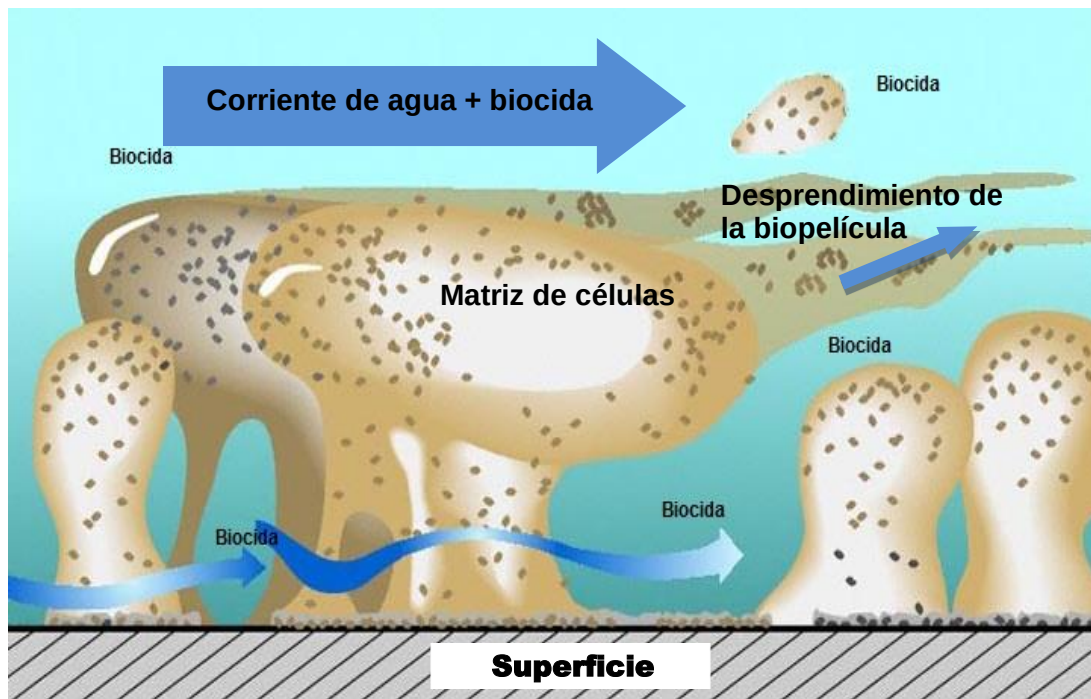


Figura II.26. Acción del biocida sobre una biopelícula adherida a la superficie de un intercambiador de calor (Center Biofouling Engineering 2012).

II.4.2. FACTORES QUE AFECTAN A LA EFECTIVIDAD DE LOS BIOCIDAS

La efectividad del biocida puede verse afectada por factores de diferente naturaleza (Nesaratnam & Bott 1984; Hassan & Oh 1989; Flemming 1991):

- Factores intrínsecos al propio biocida:

- Concentración y demanda.
- Tiempo de residencia.
- Interacción con otras sustancias disueltas.

- Factores dependientes del equipo:

- Velocidad del flujo de agua.
- Rugosidad del soporte.

- Otros factores:

- pH y temperatura del agua.
- Naturaleza y estado fisiológico de los organismos.
- Temperatura del agua de mar.
- Factores ambientales.
- Factores biológicos.

II.4.3. CLASIFICACIÓN DE LOS BIOCIDAS

Existe una gran variedad de productos químicos que han sido utilizados como biocidas para inhibir la formación de depósitos de biofouling en los sistemas de intercambio de calor que emplean agua de mar como fluido refrigerante. Según su principio general de actuación se catalogan como oxidantes o como no oxidantes.

II.4.3.1. Biocidas oxidantes

Actúan oxidando la materia orgánica (materia celular, enzimas, proteínas, etc.) del microorganismo y como consecuencia provocan su muerte (Adroer & Ignacio 2000). Su uso está muy extendido y su eficacia como agente antifouling ampliamente demostrada (Eguía 1998; Fisher et al. 1999; Eguía et al. 2006; Murphy et al. 2008). De entre los biocidas oxidantes destacan los siguientes por uso y eficacia:

II.4.3.1.1. Cloro

Aunque inicialmente el cloro se utilizó como desinfectante para controlar la biopelícula por destrucción de sus células microbianas, existen resultados experimentales que demuestran que oxida y despolimeriza sus EPS, destruyendo su matriz y provocando su desprendimiento del soporte (Characklis & Dydek 1976). El modo de actuación del ácido hipocloroso se debe a su capacidad de penetración en la membrana de la célula para atacar su citoplasma, generando enlaces químicos estables nitrógeno-cloro con las proteínas celulares. De este modo, afecta a las zonas activas de ciertas coenzimas, bloqueando las transformaciones químicas intermedias que posibilitan la producción de adenosín trifosfato (ATP) lo que repercute en su respiración celular. Se estima que el ácido hipocloroso es veinte veces más efectivo como microbiocida que el ion hipoclorito.

El cloro se presenta en forma gaseosa, como dióxido de cloro (ClO_2), como hipoclorito de sodio (NaClO), como ácido hipocloroso (HClO) o puede producirse por electrolisis de soluciones salinas (Eguía 1998).

Puede aplicarse empleando diferentes técnicas de dosificación (Tabla II.3), dependiendo su efectividad en gran medida del pH del medio. Eguía et al. (2000) demostró que optimizando su dosificación se pueden obtener resultados aceptables en la eliminación de la biopelícula en intercambiadores de calor tubulares refrigerados por agua de mar.

Técnica de dosificación	Comentario
Cloración en continuo de cloro libre residual	Más efectivo Más costoso No siempre viable para altas demanda de cloro
Cloración en continuo de cloro combinado residual	Menos efectivo Menos costoso Inadecuado para biopelículas maduras
Cloración intermitente de cloro libre residual	A menudo efectivo Menos costoso que la cloración en continuo
Cloración intermitente de cloro residual combinado	Menos efectivo Menos costoso

Tabla II.3. Comparativa de diferentes técnicas de dosificación del cloro (Trevose 1991).

Los mayores inconvenientes que presenta el uso del cloro son la alta toxicidad de sus subproductos, el desarrollo de resistencias de los organismos al biocida (Beer et al. 1994), la corrosividad o las consecuencias que tienen para las superficies la oxidación del sulfuro de hidrogeno (SH_2) a azufre elemental.

II.4.3.1.2. Bromo

Su modo de actuación sobre la biopelícula es similar al cloro. La célula absorbe el bromo que penetra en su membrana debilitando las paredes y su sistema metabólico. Se presenta como bromo (Br_2), cloruro de bromo (BrCl) o bromuro de sodio (NaBr) (Marshall & Bott 1988).

En sistemas de refrigeración puede emplearse solo o combinado con cloro, resultando más eficaz que el cloro para valores de $\text{pH} > 8$, caso del agua de mar (Flemming et al. 2009). Presenta el inconveniente de tener peores efectos colaterales que el cloro, dando lugar a productos secundarios como el bromato que se considera cancerígeno y tiene graves efectos medioambientales (Fisher et al. 1999).

II.4.3.1.3. Ozono

Se origina al disociarse los dos átomos que componen el gas de oxígeno y unirse a otra molécula de oxígeno gaseoso (O_2) formando moléculas de ozono (O_3). Artificialmente se produce en un generador a partir de aire seco u oxígeno, mediante una descarga eléctrica que resulta de la aplicación de un campo alterno de alto voltaje, haciéndolo pasar entre unos electrodos separados por un dieléctrico (un cristal) a través de un espacio estrecho (1 a 2 mm). Debido a su inestabilidad, no puede almacenarse debiendo generarse en el momento de su aplicación. Se aplica a través de inyectores tipo Venturi que facilitan su absorción en el agua.

Su modo de actuación produce el debilitamiento de la matriz de la biopelícula bacteriana, dependiendo su efectividad de la morfología, el espesor y la compactación de la biopelícula. Su alto poder oxidante lo hace efectivo frente a la mayor parte de las bacterias presentes en sistemas industriales, lo que unido a su capacidad para precipitar los compuestos inorgánicos del agua, le confiere una efectividad similar a la del cloro.

Presenta las ventajas de ser medioambientalmente inocuo al degradarse rápidamente en el efluente (antes de 10 minutos) y de no acelerar el proceso de corrosión de los metales. Por el contrario, el coste de su uso como biocida en equipos industriales es elevado.

II.4.3.1.4. Ácido peracético

Actúa oxidando proteínas, enzimas y otros metabolitos, provocando la ruptura de la pared celular de los microorganismos. Su efectividad no está influenciada por el pH o la dureza del agua. Se presenta en estado líquido y se usa como agente antimicrobiano, de desinfección o de tratamiento de agua potable. Rio-Calonge (1997) y Ruiz (2003) investigaron su uso como biocida en intercambiadores de calor-condensadores refrigerados por agua de mar, obteniendo resultados óptimos en la eliminación de la biopelícula.

II.4.3.2. Biocidas no oxidantes

Interfieren en el metabolismo y/o la estructura celular de los microorganismos. Incluyen compuestos orgánicos e inorgánicos que se suministran en forma de soluciones o emulsiones en agua, pudiendo ser mezclas de diferentes biocidas con biodispersantes o agentes activos de superficie que aumentan su campo de actuación ante diferentes sistemas microbianos (Bott 2011). Se muestran como compuestos estables, pero su actividad depende del pH del medio (Faust 1998; Adroer & Ignacio 2000). De entre los biocidas no oxidantes destacan los siguientes por uso y eficacia:

II.4.3.2.1. Glutaraldehido

Reacciona con los aminoácidos presentes en las paredes celulares causando su destrucción y en consecuencia, la del microorganismo (Bott 2011). Es insensible a los sulfuros no iónicos, compatible con otros productos químicos y tolera las sales o la dureza. Sin embargo, se desactiva con el amoníaco, las aminas primarias y los compuestos absorbentes de oxígeno (Ascenzi 2007). Con frecuencia se combina con otros biocidas o con tensoactivos para aumentar su eficacia.

II.4.3.2.2. Acroleína

Distorsiona los grupos proteicos, interfiere en las reacciones enzimáticas de los microorganismos y disuelve los sulfuros constituyentes de la biopelícula. Se presenta en disolución acuosa entre el 15% y el 30%, siendo especialmente eficaz en la eliminación de algas en conducciones de agua de diferentes sistemas industriales (Bradbury 2008).

II.4.3.2.3. Compuestos de amonio cuaternario

Interfieren en el metabolismo de las células adhiriéndose a sus paredes y membranas hasta causar su muerte (Simoes et al. 2005). Tienen como estructura básica al ion amonio (NH_4), que al ser modificado, da lugar a diferentes generaciones de productos. En general, estos compuestos son más eficaces en medios de pH alcalino, tienen una baja reactividad y son compatibles con otras sustancias químicas. Su eficacia se desactiva en presencia de jabones, detergentes aniónicos o fibras de algodón (Bott 2011). Se emplean en todo tipo de sistemas de refrigeración (Diamond et al. 1993; Trueba et al. 2013).

II.4.3.2.4. Compuestos halogenados

Son compuestos que en su composición contienen algún elemento halógeno (flúor, cloro, bromo, yodo o ástato). A destacar los siguientes por uso y eficacia:

- **Bronopol** ($\text{C}_3\text{H}_6\text{BrNO}_4$, 2-bromo-2-nitropropano-1,3-diol). Su mecanismo de actuación antibacteriano consiste en el bloqueo del metabolismo de los microorganismos. Tiene una notable capacidad de degradación, su toxicidad es pequeña para los seres humanos y se descompone para un pH elevado (Karsa 2002; Ullah 2011).
- **DBNPA** ($\text{CHBr}_2\text{CNCONH}_2$, 2,2-dibromo-3-nitrolopropionamida). Interacciona con las enzimas e interfiere en el metabolismo y la respiración de los microorganismos. Se hidroliza fácilmente en medios ácidos y alcalinos. Su acción biocida es rápida y eficaz, y se ve afectada por la presencia de sulfuros (Bott 2011; EPRI 2012).

II.4.3.2.5. Compuestos de azufre

Inhiben el crecimiento celular al interferir en las interacciones energéticas de las células causando su muerte.

De entre los compuestos de azufre utilizados en sistemas de refrigeración pueden destacarse los siguientes (Bott 2011):

- **Isotiazolona** (C_4H_4NOCIS). Utilizado como bactericida. Se inactiva con la presencia de sulfuros, por lo que no se considera eficaz para la destrucción de las bacterias reductoras de sulfato (SRB) presentes en una biopelícula madura. Es fácilmente degradable, aunque no se debe utilizar en medios de pH ácido.
- **Carbamatos** ($RSC(=O)NR_2$). Son efectivos frente a SRB y formadores de esporas, eficaces en medios alcalinos y útiles para soluciones poliméricas. Se requieren altas concentraciones y reaccionan con iones metálicos y otros compuestos.
- **Metronidazol** (2 metil-5 nitroimidazol-1 etanol). Únicamente es efectivo frente a microorganismos anaerobios y SRB, siendo compatible con numerosos productos químicos.

II.4.3.2.6. Sulfato tetrakis-hidroximetil-fosfonio

Su mecanismo antimicrobiano se basa en la desactivación de los aminoácidos de la pared celular causando la muerte de la célula. Es muy eficaz contra algas, bacterias y hongos (Zhao et al. 2008). Es incoloro y se dosifica en forma líquida al 75% de concentración.

Su proceso de biodegradación en el medio depende de la temperatura y del pH, llegando a ser de cinco días en agua mar, oxidándose en forma de óxido de fosfina tris hidroximetil (THPO), que no tiene riesgos medioambientales (Zhao et al. 2008). Su campo de aplicación es muy amplio (Conlette 2014).

II.4.4. BIOCIDAS UTILIZADOS EN AGUAS DE REFRIGERACIÓN

En los sistemas de refrigeración industriales se emplean diferentes compuestos químicos que tienen la función de reducir drásticamente el número de células presentes en la interfase agua de mar-superficie de intercambio de calor y de minimizar su actividad, debiendo poseer la capacidad de limitar el crecimiento de una gran variedad de microorganismos (bacterias y algas) y de ser efectivos en un amplio margen de condiciones de operación del equipo (Tabla II.4).

Nombre común	Compuesto
BNP	2-bromo-2-nitro propano-1,3-diol
BNS	Beta-bromo-beta-nitro-estireno
Carbamatos	Dimetil ditiocarbamato de sódio Etilen bis ditiocarbamato disódico Cianoditioimidocarbamato disódico N-metilditiocarbamato de potássio Dimetilditiocarbamato de potasio
Cloro	Hipoclorito de sodio Hipoclorito de calcio Ácido tricloroisocianúrico Dicloroisocianuro de sodio Dicloroisocianuro ácido de potasio
Clorofenoles	Pentaclorofenato de sodio Triclorofenato de sodio
Dazomet	Tetrahidro-3,5-dimetil-1,2,4,5-tetrazina-2-tiona
DBNPA	2,2-dibromo-3-nitrilo-propionamida
DGH	Hipocloruro de dodecilguanidina
Isotiazolona	5-cloro-2-metil-4-isotiazolon-3-ona
Glutaraldehído	1,5 pentadial
HPMTS	Hidroxipropil metanotiosulfonato
hidantoína	1-bromo-3-cloro-5,5-dimetil hidantoína 1,3 dicloro-5,5 dimetil hidantoína 1,3-dicloro-5-etil-5-metil hidantoína
MBT	Metileno-bis-(tiocianato)

Bromuro de sodio	Bromuro de sodio
Sulfona	Bis-(triclorometil)-sulfona
TBTO	Bis-(tri-n-butil) óxido de estaño
TCMTB	2(tiocianatometil)tió benzotiazol
Triacina	Dimetil propil-n-etil-6-(metil)triacina diamina Cloro-4-etilamino-6-t-butilamino-s-triacina
Tris-nitro	Tris(hidroximetil) nitro metano
Cloruro de amonio cuaternario	Didecil dimetil cloruro de amonio n-alquil dimetil benzil cloruro de amonio dialquil dimetil cloruro de amonio poli oxietilen (dimetil amonio) etilen(dimetilamonio) etilen dicloruro

Tabla II.4. Biocidas utilizados en aguas de refrigeración (Dixon et al. 2005).

II.4.5. PROCESO DE ELECCIÓN DE UN BIOCIDAS

En el proceso de elección de un biocida es necesario tomar en consideración los siguientes aspectos (Bott 2011):

- **Naturaleza de los microorganismos a eliminar.**
- **Condiciones operativas del sistema a tratar:**
 - Características del agua de refrigeración que utiliza el circuito.
 - Características físicas del sistema a tratar.
 - Temperatura del agua a tratar.
 - Materiales del sistema y de los equipos de intercambio térmico.
 - Estado de la instalación antes de iniciar el tratamiento.
 - Equipos de medida y control disponibles.
 - Límites de toxicidad de los vertidos.
- **Coste económico en función de las condiciones de operación.**

II.4.6. FUTURO USO DE LOS BIOCIDAS

La Directiva Europea (EC) 1907/2006 regula el vertido de biocida residual en el efluente al medio natural. Los costos asociados a la aplicación de esta normativa europea para los fabricantes de biocidas pueden ser prohibitivos debido a que los requerimientos para lograr las certificaciones que permiten obtener las patentes de nuevos biocidas o de su registro son cada vez más exigentes. Por este motivo, sólo unas pocas corporaciones multinacionales tienen la capacidad de financiar el desarrollo de nuevos biocidas menos agresivos con el medio ambiente y que cumplan las crecientes demandas de las regulaciones ambientales.

Las restrictivas normativas ambientales tienen por objeto compatibilizar las necesidades de desarrollo socioeconómico con los requerimientos de la protección ambiental. El endurecimiento de la normativa medioambiental está motivado, entre otras razones, por nuevos datos generados acerca de los efectos de los biocidas, que han puesto en duda la utilización de algunos de ellos, como el cloro y sus derivados. Las restricciones impuestas a la concentración residual de cloro en el vertido de aguas industriales son tan altas que limitan su capacidad biocida, haciéndose necesario buscar productos alternativos.

La transición hacia biocidas más respetuosos con el medio ambiente vendrá determinada por los plazos de implantación de las medidas legales a nivel ambiental. Teniendo en cuenta la situación actual, en los próximos 10-20 años desaparecerán los actuales sistemas de un solo paso, en favor de los sistemas cerrados. Además, se tenderá a los sistemas de refrigeración por aire disminuyendo la eficiencia de los sistemas de refrigeración, lo que repercutirá en los costos del producto y de los procesos de generación eléctrica.

II.5. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS ANTIFOULING

Los biocidas biológicos son principios activos antifouling creados por los propios organismos (algas, bacterias, hongos, etc.) como autodefensa frente a otros organismos en su medio natural. Estas sustancias suelen ser de naturaleza proteica y se denominan *enzimas*.

Los biocidas biológicos están en fase inicial de investigación y desarrollo. Su uso requiere un análisis en profundidad de los organismos que se pretenden eliminar y del medio en que se encuentran. Las investigaciones más recientes han puesto de manifiesto la inhibición del biofouling marino mediante distintos tipos de bacterias, cianobacterias y hongos marinos. Experimentaciones recientes han demostrado las propiedades antifouling de algunos compuestos biológicos (Qian et al. 2010; Fusetani 2011), de larvas marinas (Hadfield 2010; Thiagarajan 2010), de bacterias epibióticas (Egan et al. 2008, 2012; Penesyan et al. 2010; Harder et al. 2012; Wahl et al. 2012) y de diversos compuestos químicos naturales (Paul & Ritson-Williams 2008; Paul et al. 2011). Dobretsov et al. (2009, 2013) estudió la interferencia microbiana como mecanismo para controlar las biopelículas marinas, centrándose en los mecanismos de alteración de la biopelícula mediante bacterias, algas y diversas larvas.

II.6. TRATAMIENTOS FÍSICOS ANTIFOULING

Representan una alternativa al uso de biocidas y una vía de investigación emergente. Pueden aplicarse con la instalación en funcionamiento (sistemas on-line) o con la instalación en parada técnica (sistemas off-line) (Bott 2011).

II.6.1. SISTEMAS ON-LINE

Además de los campos magnéticos y electromagnéticos analizados en el apartado II.8, pertenecen a este grupo los siguientes tratamientos antifouling:

II.6.1.1. Sistema Taprogge

Sistema de limpieza mecánica mediante bolas de esponja o abrasivas de un material elastómero que se introducen periódicamente empujadas por la corriente de fluido (Figura II.27).

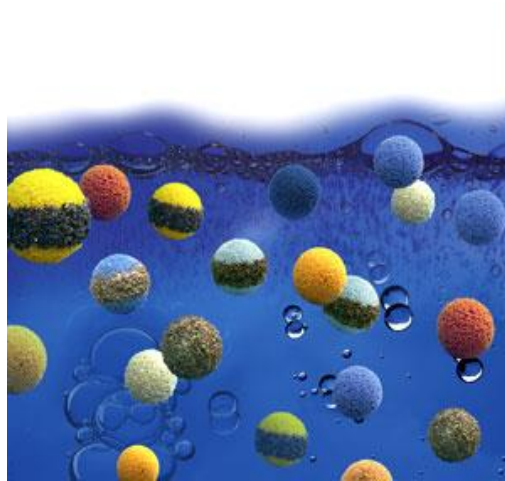


Figura II.27. Bolas empleadas en el sistema Taprogge (Taprogge 2013).

Las bolas de rugosidad adecuada se introducen en la caja de agua del condensador de donde pasan al interior de los tubos (Figura II.28). Como su diámetro es mayor que el del tubo, al pasar limpian la superficie evitando el asentamiento de cualquier materia orgánica o inorgánica.

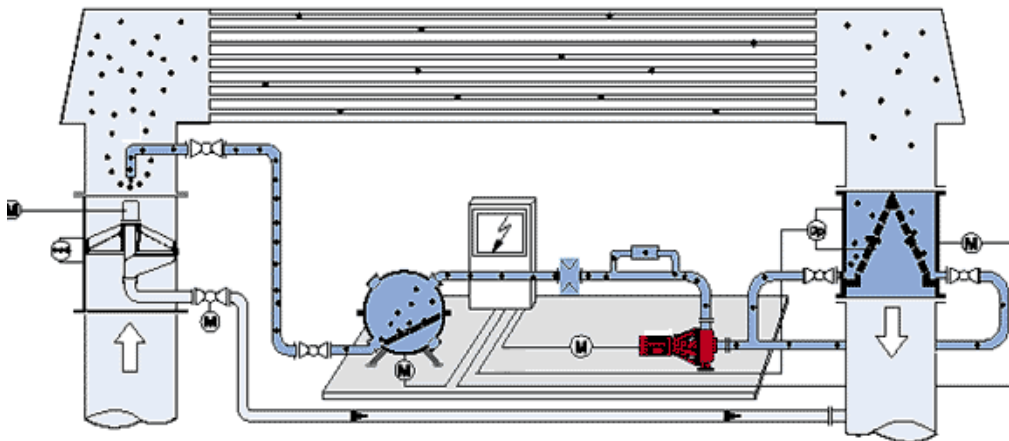


Figura II.28. Sistema Taprogge en funcionamiento (Taprogge 2013).

II.6.1.2. Sistema de escobilla limpiadora alojada en canastas

En los extremos de los tubos se disponen unas canastas que contienen una escobilla (Figura II.29) que se desplaza en ambos sentidos por el interior del tubo por inversión del flujo del agua refrigerante. La inversión de flujo se realiza con un sistema de válvulas que posibilita esta acción, no siendo necesarios más de tres ciclos diarios para mantener unas buenas condiciones de operación de la planta.



Figura II.29. Escobilla para la limpieza mecánica del interior de los tubos (WSA Engineered Systems 2013).

II.6.1.3. Tratamiento térmico

Consiste en calentar el agua de refrigeración haciéndolo recircular en circuito cerrado sin renovación de agua fría o bien instalando un circuito secundario de suministro de agua caliente proveniente de un motor de combustión interna (por ejemplo). El agua se recircula hasta alcanzar temperaturas entre 50°C y 70°C, lo que produce la muerte de los microorganismos (Bott 2011). La periodicidad de este tratamiento se establece teniendo en cuenta la actividad biológica del agua. Su efectividad depende principalmente de la temperatura del agua, del tiempo de exposición y de la frecuencia de repetición (Flemming et al. 2009).

II.6.1.4. Variación de la velocidad del flujo de agua de refrigeración

La velocidad del flujo de agua a través de los tubos del intercambiador es un factor determinante en el crecimiento del biofouling. Además de influir sobre la aportación de nutrientes que determinan el crecimiento de la materia orgánica que forma parte de la película de biofouling, los depósitos adheridos a la superficie interna de los tubos pueden desprenderse como consecuencia del mayor efecto cortante que sobre la superficie se ejercen a mayores velocidades de flujo de agua. El intercambiador de calor puede diseñarse para trabajar a velocidades de flujo altas (de 1 a 2 m/s) o para que pueda variarse la velocidad del flujo de agua durante un corto periodo de tiempo (por ejemplo de 1 a 3 m/s) a intervalos regulares. Este incremento de la velocidad de flujo sólo es posible si se puede aumentar la capacidad de bombeo del sistema.

También pueden hacerse inyecciones pulsátiles introduciendo un gas (aire o nitrógeno comprimido) a muy alta velocidad (3 m/s) periódicamente a intervalos cortos de tiempo (5, 10 y 60 minutos). El efecto que se consigue es aumentar el régimen turbulento, crear fluctuaciones de presión en el interior del tubo y mayores tensiones cortantes sobre la superficie. Como consecuencia, se consigue un mayor desprendimiento de biofouling que el obtenido con el simple aumento de la velocidad del flujo del agua (Bott 2011). No obstante, según Mussalli & Tsou (1989), la efectividad de este sistema disminuye a medida que la película de biofouling se hace más compacta.

II.6.1.5. Corrientes impresas antifouling

El principio de funcionamiento de este sistema se basa en la generación de un voltaje entre los ánodos de cobre (Cu) y las placas catódicas de acero integradas de modo que al disolverse el Cu se contamine el medio repeliendo a los organismos marinos. El nivel de disolución de Cu se regula con una unidad de control adecuando el sistema a los factores que influyen sobre el crecimiento del biofouling (por ejemplo, la estación del año) y alargando su vida útil (Figura II.30).



Figura II.30. Ánodos de zinc y cobre situados en la toma de agua de mar de un buque (Cathwell 2011).

II.6.1.6. Radiación ultravioleta

La esterilización del agua por radiación ultravioleta (UV) es un método potencialmente útil para evitar la formación de la película de biofouling y como técnica de limpieza. Su principio de funcionamiento se basa en atacar el ácido desoxirribonucleico (ADN) de las células provocando su muerte. De este modo, se minimiza la cantidad de microorganismos presentes en el flujo de agua de refrigeración.

Este tratamiento se muestra muy efectivo frente a los microorganismos en estado larvario y su impacto medioambiental es nulo (Bott 2011). Por el contrario, la vida útil de las lámparas UV es limitada (aproximadamente de ocho meses) y el coste de operación y mantenimiento elevado (Mussalli 1990), por lo que no se utiliza normalmente en instalaciones industriales que requieren un gran caudal de agua a tratar (Mussalli & Tsou 1988).

Con el propósito de abaratar el tratamiento y ampliar el espectro de organismos atacados, suele combinarse con otro método químico o físico (Bott 2011).

II.6.1.7. Ultrasonidos

Se trata de ondas acústicas cuyo modo de actuación se basa en la creación de vibraciones para generar burbujas de cavitación. El tamaño de las burbujas puede aumentarse mediante ciclos de compresión-descompresión hasta alcanzar un valor crítico al que explotan transformando su energía en calor. Estas microexplosiones producen una perturbación en la superficie que rompe las fuerzas de cohesión de los depósitos a la superficie provocando su desprendimiento (Bott 2011). En el interior de las burbujas de cavitación, las condiciones de temperatura y presión pueden alcanzar los 5000°C y de 500 a 2500 bar (Riesz 1985; Wu et al. 2013; Merouani et al. 2014), de forma que incluso las moléculas de agua se descomponen generando radicales $\text{HO}^\cdot$ y H^+ . Los radicales formados pueden recombinarse de la misma forma o bien reaccionar con sustancias presentes en el medio provocando su degradación. Obviamente, la generación de radicales se facilita si en el medio existen moléculas que se rompan con facilidad, como ozono o peróxido de hidrógeno, que, además, actúan como precursores habituales de radicales hidroxilo en los procesos de oxidación. La eficacia de los tratamientos por ultrasonidos resulta tanto mayor cuanto más elevada es su frecuencia (100 Hz y 100 MHz).

Como tratamiento antifouling, Gaucher et al. (1992) lo aplicó en el control del crecimiento larvario y post-larvario del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), demostrando que las frecuencias comprendidas entre 20 y 42 kHz resultaron letales para el estado larval. Brizzolara et al. (2003) lo experimentó en intercambiadores de calor tubulares refrigerados con agua de mar, obteniendo una eficiencia del 95% en la inhibición del microfouling para frecuencias comprendidas entre 0,1 y 1MHz.

Este tratamiento antifouling se muestra efectivo frente a los microorganismos en estado larvario y además, su impacto medioambiental es nulo. Por el contrario, al alto coste de las unidades ultrasónicas hay que sumarle el coste energético de la instalación.

II.6.1.8. Sistemas de filtrado

Estos sistemas se consideran métodos complementarios para la eliminación del biofouling en cualquier instalación industrial. El filtrado evita que larvas de mejillones, crustáceos y de otros organismos se introduzcan en los circuitos de los sistemas de refrigeración y que por lo tanto se desarrollen formando una película de biofouling.

En sistemas de conducción de agua de refrigeración, los filtros más utilizados son del tipo panel para caudales inferiores a 10 m³/s y del tipo tambor para caudales superiores (Flemming et al. 2009). Antes de su instalación debe analizarse el coste/beneficio global del sistema debido a la caída de presión que producen en la instalación (Mussalli & Tsou 1989; Mussalli 1990).

II.6.1.9. Inyección de agua dulce en sistemas de agua de mar

Los microorganismos presentes en la biopelícula se alimentan de los nutrientes existentes en el agua mediante procesos osmóticos a través de una membrana semipermeable. Al inyectar agua dulce se modifica la concentración salina del agua y se incrementa la presión en el interior de las células, produciendo su muerte (Bott 2011). Según Chou et al. (1999), Seed & Suchanek 1992 o Lewis & Dimas (2007), el tiempo de exposición debe de ser alto, llegando a ser de 48 horas para el mejillón *Mytilus californianus* y de 63 horas para el mejillón *Mytilus edulis*. Este método se utiliza en sistemas de tuberías de sistemas de refrigeración que permanecen fuera de servicio durante tiempos prolongados (Chou et al. 1989; Grandison et al. 2011).

II.6.1.10. Inserciones en los tubos

Este sistema consiste en insertar un elemento helicoidal, cuya vibración, distorsión del flujo o rotación mitiga el crecimiento del biofouling adherido sobre la superficie interior de los tubos (Bott 2011).

Este sistema puede presentar las siguientes variantes (Krueger 2009):

- **SPIRELF[®]**. Elemento helicoidal metálico sujeto a los extremos del tubo y ajustado a su longitud. Cuando el fluido circula por el interior del tubo, vibra axial y radialmente eliminando el biofouling adherido a sus paredes (Baudalet 2000).
- **FIXOTAL[®] o hiTRAN[®]**. Emplean elementos helicoidales metálicos que se fijan al interior de los tubos, mejorando el efecto turbulento sobre la pared para disminuir el espesor del biofouling.
- **TURBOTAL[®]**. Dispositivo helicoidal rígido que se introduce en los tubos y utiliza el propio caudal de agua como impulsor del mecanismo giratorio de limpieza (Figura II.31).

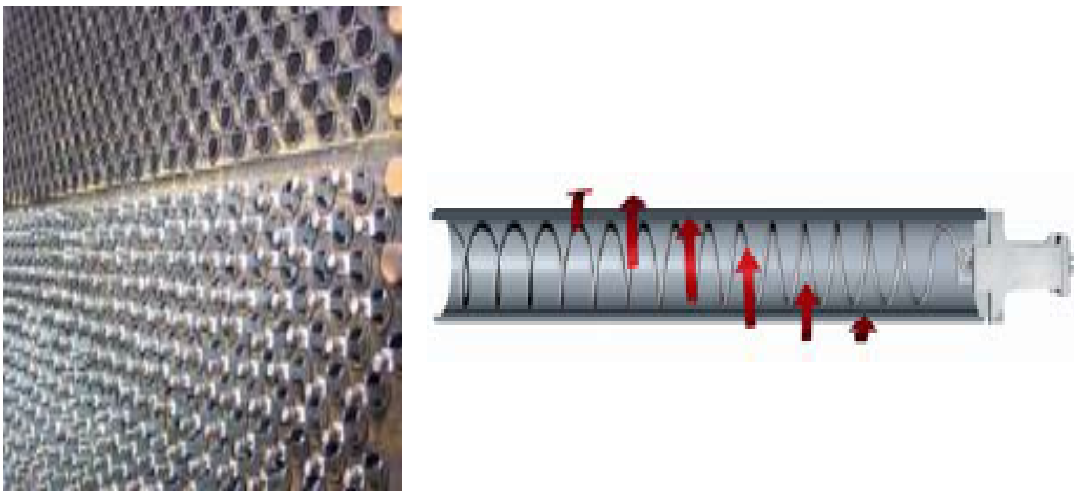


Figura II.31. Dispositivo helicoidal antifouling del sistema TURBOTAL[®] para los tubos de un intercambiador de calor (Krueger 2006).

La inserción de elementos metálicos en el interior de los tubos ha demostrado ser un método efectivo para prevenir la formación del biofouling en intercambiadores de calor de diferentes procesos industriales (Krueger, 2009). No obstante, el uso de este tipo de dispositivos supone aumentar el coste de los equipos y su mantenimiento, así como un mayor consumo de energía de bombeo debido al incremento de pérdidas de carga en el sistema (Bott 2011).

II.6.1.11. Circulación de polímeros

El método consiste en introducir fibras de polímero arrastradas por la corriente de fluido con el fin de erosionar y desprender la capa de depósitos adheridos. Según Bott (2001), su eficacia sobre el proceso de formación de la película de biofouling en los tubos de un intercambiador de calor depende de la concentración de fibras y de la velocidad del flujo de agua de refrigeración. El mayor inconveniente que presenta es el de eliminar las fibras del efluente antes de su vertido al medio natural.

II.6.2. SISTEMAS OFF-LINE

El uso de tratamientos antifouling on-line no impide que periódicamente deban realizarse paradas programadas en las que se emplean métodos agresivos de limpieza que permiten recuperar la eficiencia del tubo al 100%. La frecuencia de las paradas programadas se realiza en base a la experiencia y a la relación coste/beneficio derivada de su aplicación.

II.6.2.1. Limpieza manual

Cepillado de las superficies del intercambiador de calor en condición de superficie seca o húmeda para eliminar los depósitos adheridos. El coste de la limpieza es alto y supone tener acceso a las superficies del intercambiador.

II.6.2.2. Limpieza mecánica

Aunque las técnicas empleadas para limpiar las superficies de un intercambiador de calor industrial son variadas (Tabla II.5), los métodos más comunes para limpiar la superficie interna de los tubos son los siguientes:

Ensuciamiento	Intercambiador	Técnicas mecánicas	Presión de operación (bar)
Biofouling	Tubular	Chorro de agua	40-150
Parafinas y grasas	Condensadores	Vapor de agua	30
Materia orgánica, polímetros, etc.	Condensadores	Chorro de agua a presión con o sin tratamiento	300-400
Incrustaciones en cajas de agua	Calderas	Agua a presión/elementos abrasivos.	300-700
Pintura, suciedad general	General	Chorro de arena	Según el diseño

Tabla II.5. Características de los sistemas de limpieza mecánica utilizados para la limpieza de los intercambiadores de calor (Bott 1995).

II.6.2.2.1. Aire, agua y vapor de agua

La elección del agente de limpieza depende del grado de adherencia de los depósitos y del diseño del intercambiador de calor. Según Wilson (2003), el uso dado a los diferentes agentes de limpieza es el siguiente:

- **Aire a presión.** Elimina depósitos poco adheridos.
- **Agua a alta presión.** Elimina depósitos e incrustaciones cálcicas en intercambiadores tubulares, condensadores y calderas de baja presión.
- **Vapor de agua.** Elimina incrustaciones calcáreas y otras sustancias de gran dureza.

Para aumentar la eficacia de la limpieza se añaden detergentes o materiales abrasivos al agua o al aire a presión. La naturaleza de los materiales abrasivos depende de la dureza de los depósitos y del material de construcción de los equipos. Como materiales abrasivos se utilizan arena, conchas de moluscos pulverizadas, etc. (Wilson 2003).

II.6.2.2.2. Limpieza interior de los tubos mediante taladrado

Utiliza una broca que gira y se desplaza por el interior del tubo por medio de la inyección de agua o aire a presión (Figura II.32).

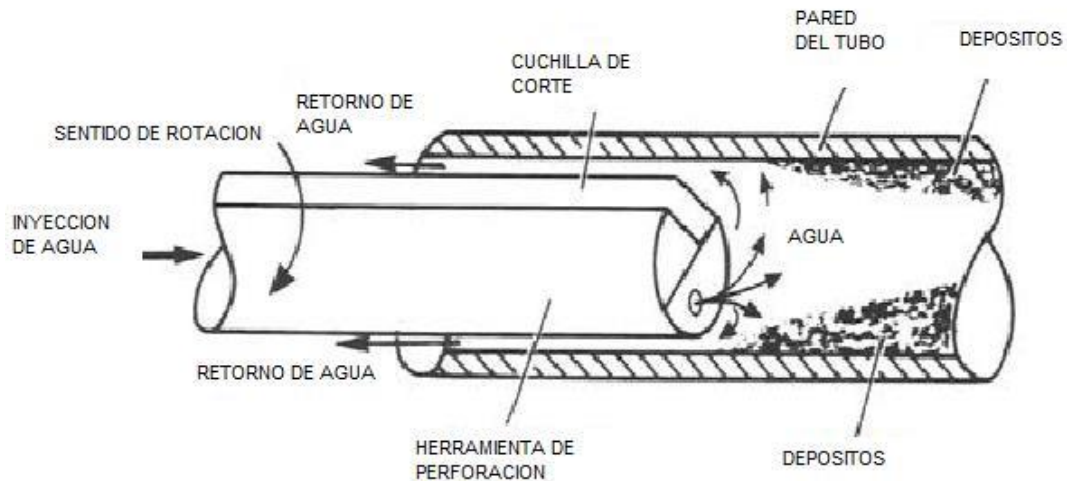


Figura II.32. Sistema de limpieza de tubos, mediante un taladro refrigerado por agua (Conco Systems Inc 2012).

II.6.2.2.3. Dardos y rascadores

Emplea un dardo o un rascador (Figura II.33) ajustados al diámetro interno del tubo del intercambiador de calor, que se desplaza por el impulso de un chorro de aire o de agua a presión.

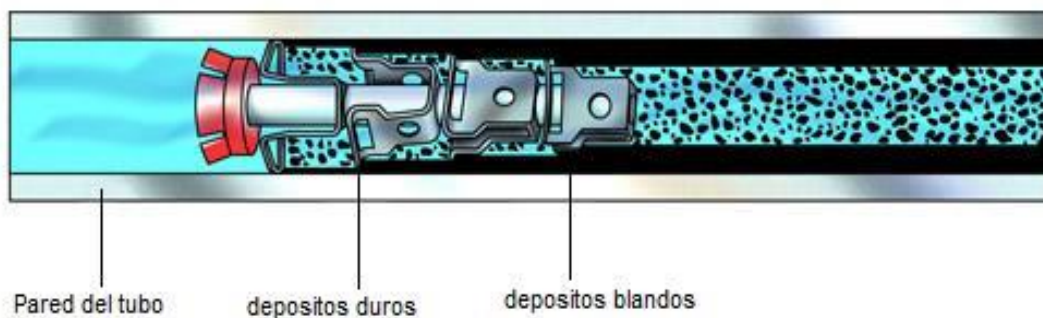


Figura II.33. Rascador para la limpieza interior de tubos (Conco Systems Inc 2012).

II.7. TRATAMIENTOS FÍSICOS Y QUÍMICOS COMBINADOS

La combinación de tratamientos físicos y químicos permite aumentar su eficacia antifouling y aumentar su campo de aplicación. A continuación se presentan algunos ejemplos de estas combinaciones:

II.7.1. RADIACIÓN ULTRAVIOLETA COMBINADA CON PERÓXIDO DE HIDROGENO Y OZONO

El origen de esta tecnología de degradación de compuestos orgánicos está en la foto-oxidación directa con radiación UV, debiéndose cumplir que los organismos absorban la radiación con una especificidad razonable respecto a otros compuestos presentes en el medio. Desafortunadamente, la absorción de la mayoría de los contaminantes orgánicos es baja y las reacciones fotoquímicas que se originan tienden a generar mezclas complejas de productos intermedios en lugar de la mineralización del contaminante. La velocidad de las reacciones fotoquímicas con la materia orgánica puede incrementarse mediante la adición al medio de ozono, peróxido de hidrógeno o mezclas de ambos, debido a que se trata de compuestos que al absorber los rayos UV se descomponen para originar radicales libres.

Cuando se utiliza ozono y peróxido de hidrógeno conjuntamente, la radiación UV empleada ha de tener una longitud de onda de aproximadamente 250 nm, ya que el coeficiente de extinción molar del ozono (3300 L/mol cm) es muy superior al del peróxido de hidrógeno (18,6 L/mol). El proceso de oxidación en presencia de ozono y radiación UV se inicia a partir de la fotólisis del ozono. La acción del peróxido de hidrógeno se limita a generar hidroxilos por reacción directa con el ozono disuelto, acelerando su descomposición (Rodríguez 2006).

II.7.2. ULTRASONIDOS COMBINADOS CON OZONO

Tianqing & Bott (1998) evaluaron el efecto de esta combinación sobre *Pseudomonas fluorescentes* en un sistema de refrigeración, coincidiendo con

Bott & Tianqing (2004) en que la acción antifouling obtenida al combinar ambos tratamientos fue muy superior frente a la mostrada individualmente (Figura II.34).

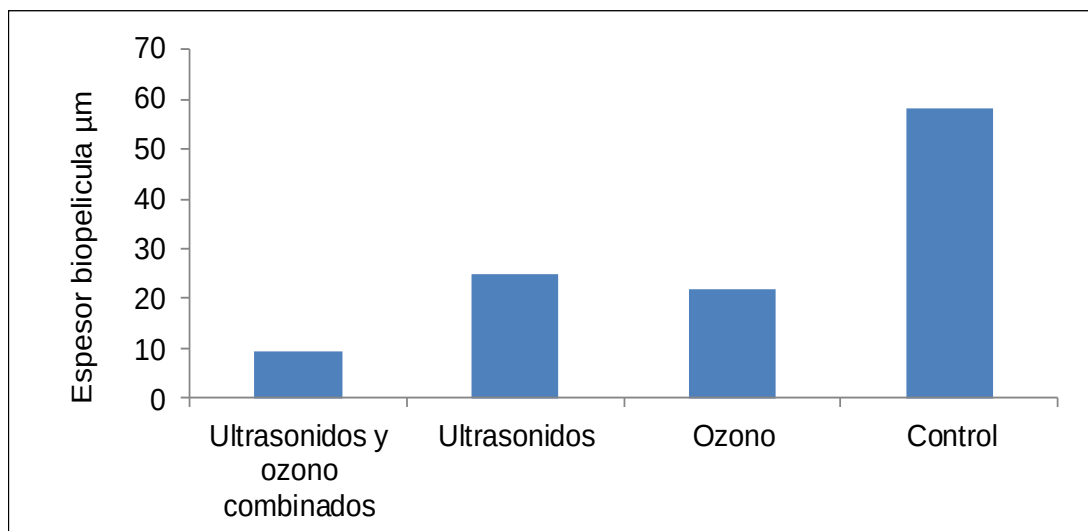


Figura II.34. Espesor de la biopelícula tratada con ultrasonidos combinados con ozono frente a los mismos tratamientos sin combinar (Bott & Tianqing 2004).

II.7.3. INSERCIONES EN LOS TUBOS CONBINADAS CON SULFATO DE TETRAKIS-HIDROXIMETIL-FOSFONIO

Wills et al. (2002) utilizó diferentes densidades de elementos helicoidales (hiTRAN[®]) en los tubos en combinación con la dosificación de THPS (10-15 mg/L) a diferentes velocidades de flujo de agua (0,86 m/s y 1,27m/s). Los resultados no mostraron diferencias significativas entre los tubos tratados con mayor o menor densidad de elementos helicoidales, pero si diferencias entre las dosificaciones de THPS de 10 y 15 mg/L. Después de 500 horas, el crecimiento de la biopelícula se había estabilizado y mostraba que la presencia de tubos insertados reduce considerablemente la dosificación de THPS para el control del crecimiento del biofouling.

II.8. TRATAMIENTO ANTIFOULING CON CAMPOS MAGNÉTICOS Y ELECTROMAGNÉTICOS

Pertenecen al grupo de los tratamientos físicos antifouling y se pretende evaluar su efectividad en el tratamiento del agua de mar utilizado como refrigerante en un intercambiador de calor.

II.8.1. EVOLUCIÓN HISTÓRICA DEL USO DE LOS CAMPOS MAGNÉTICOS Y ELECTROMAGNÉTICOS EN EL CONTROL DEL BIOFOULING

La investigación de los campos magnéticos (CMs) y electromagnéticos (CEMs) para minimizar la formación de depósitos calcáreos en sistemas de tuberías se remonta tiempos atrás. Se tiene constancia de que Eliassen et al. (1958) diseñó el primer dispositivo magnético de uso doméstico que disminuía la presencia de depósitos calcáreos en aguas con dureza elevada. Posteriormente, Duffy (1977) concluyó que los CMs no tenían ninguna influencia sobre la precipitación del carbonato cálcico (CaCO_3). Esta contradicción es, probablemente, consecuencia de la variación de la composición del agua tratada, de las diferencias en el curso del tratamiento y de la complejidad de los numerosos procesos que tienen lugar en las soluciones acuosas (Coey & Cass 2001; Szkatula et al. 2002). EL CaCO_3 es polimorfo y puede precipitar como calcita o como aragonita. La forma en la que se presenta depende de la temperatura del proceso de cristalización.

Nordell (1961) y Donaldson & Grimes (1987) observaron que los CMs reducen la formación de fouling en sistemas de agua dulce, con los consiguientes beneficios que ello supone para la instalación.

Donaldson (1988) evaluó la influencia de un dispositivo magnético sobre la precipitación de los carbonatos, aportando dos ejemplos aplicados a un sistema de pulverización de fosfato de zinc que mostraban una menor cantidad de fouling depositado, con la consiguiente reducción en el consumo de fosfatos y una menor obstrucción de las tuberías de inyección de agua a presión, con el consiguiente beneficio económico. Así mismo, demostró que los CMs reducen

los depósitos de calcita adheridos a la superficie interna de un tubo, estableciendo que los CMs incrementan el tamaño de los precipitados cristalinos reduciendo su adhesión a la superficie, modifican su grado de cristalinidad y modifican la morfología de los precipitados cristalinos en diferentes planos de la estructura cristalina.

Investigaciones posteriores (Higashitani et al. 1993; A-Barret & Parsons 1998; Kobe et al. 2001; Coey & Cass 2001; Bottello-Zubiate et al. 2004; Knez & Pohar 2005) aportaron nuevas evidencias de que los procesos de nucleación y crecimiento de los cristales de CaCO_3 en aguas de elevada dureza pueden verse afectados por la aplicación de CMs. La proporción de aragonita en el agua se incrementó al exponerla a un CM estático en condiciones hidrostáticas o hidrodinámicas en soluciones puras o de agua doméstica. Según Higashitani et al. 1993 o A-Barret & Parsons 1998, el tratamiento con CMs estáticos reduce la nucleación e incrementa el crecimiento cristalino. Además, según Holysz et al. (2002), la velocidad de nucleación depende de la forma y del momento de la exposición de la solución al CM.

Martynova et al. 1967, Kronenberg 1985, Bogatin et al. 1999 o Wang et al. 1997 encontraron que la nucleación de CaCO_3 en la mayor parte de los casos se mejora mediante el tratamiento dinámico que se lleva a cabo haciendo pasar una solución pura o de agua doméstica a través de un CM estático o por la exposición estática de una solución pura a un CM de intensidad variable.

Gabrielli et al. (2001) confirmó que la precipitación electroquímica de CaCO_3 se produce tanto en una solución pura como en una salina. Así mismo, la eficacia derivada del empleo de CEMs fue mayor que la de los CMs. Por otra parte, demostró que la eficacia de los CEMs depende de la velocidad de circulación del agua (mayor por encima de 1,8 m/s) y del número de circulaciones del agua a través del equipo de CEMs. Estos resultados ratificaron los obtenidos por Oshitani et al. (1999), quien concluyó que el tiempo mínimo de exposición del flujo de agua a los CMs debe de ser del orden de 10^{-1} s, si bien la exposición debe ser claramente más prolongada cuando se trata de agua estacionaria (Higashitani et al. 1993).

Aunque no existe una teoría contrastada sobre el modo de actuación de los CMs o CEMs sobre las partículas disueltas en el agua, la comunidad científica ha aceptado que no influyen sobre la atracción de las partículas coloidales, ya que la intensidad de los campos aplicados es insuficiente y la mayor parte de las partículas no son magnéticas (Lipus & Dobersek 2007). Por lo tanto, el principio de actuación de los CMs y CEMs para precipitar los iones disueltos en el agua se debe a modificaciones magnéticas de los iones en disolución (Higashitani et al. 1993; Oshitani et al. 1999) y la alteración que producen sobre las fuerzas de Lorentz (Tombacz et al. 1991; Lipus et al. 2001), afectando a los procesos de cristalización y de coagulación, tanto durante como después del tratamiento (Tai et al. 2008; Alimi et al. 2007).

Kim et al. (2001) y Cho et al. (2003) evaluaron la eficacia de un tratamiento con CEMs en un sistema de agua dulce de refrigeración en intercambiadores de calor, suministrando una corriente de onda cuadrada pulsante con una frecuencia de 500 Hz a un electroimán que generaba CEMs dentro de una tubería de cobre, reduciendo el fouling un 27% frente a la tubería de control. Lee & Cho (2002) mejoraron el tratamiento con la instalación de un sistema de filtración para la eliminación de los carbonatos, consiguiendo un rendimiento del 78%.

Shahryari & Pakshir (2008) aplicaron CEMs modulados, con frecuencias de 1 a 5 kHz, al agua dulce de refrigeración de un intercambiador de calor para prevenir la adhesión de la biopelícula. La experimentación se realizó con velocidades del flujo de agua de refrigeración de 0,5 m/s, 0,8 m/s y 1,3 m/s, consiguiendo reducciones de la resistencia friccional del fluido del 76,3%, 64,3% y 57,8% respectivamente. También, Tijing (2009) aplicó CEMs oscilantes con este fin, sumergiendo electrodos de grafito en una disolución de dureza 500 ppm a una temperatura constante de $23,5 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ y una velocidad de circulación de 0,3 m/s. Los resultados mostraron que la reducción de la resistencia friccional al fluido depende de la frecuencia de los CEMs.

II.8.2. GENERACIÓN DE CAMPOS MAGNÉTICOS PERMANENTES Y CAMPOS ELECTROMAGNÉTICOS

Los CMs utilizados como tratamiento antifouling son permanentes (imanes) o electromagnéticos (producidos por una corriente eléctrica alterna). A continuación se definen las particularidades de cada uno de ellos:

II.8.2.1. Campos magnéticos permanentes

Un CM es un campo de fuerza vectorial creado como consecuencia del movimiento de cargas eléctricas o de un material magnético, que se manifiesta en una región produciendo la acción atractiva o repulsiva de un imán. Las líneas de fuerza parten del polo norte hacia el polo sur y marcan la dirección del CM (Figura II.35) (Edministern JA. 1995). El CM en cualquier punto se define por su dirección y su magnitud (Purcell 1963).

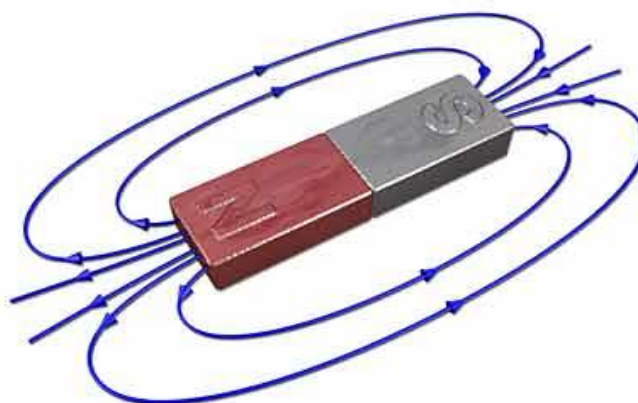


Figura II.35. Imán de campos permanentes (National High Magnetic Field Laboratory 2013).

Los imanes pueden ser artificiales o naturales, en función de que la propiedad magnética haya sido adquirida o sea de origen natural. El imán artificial es un material que ha sido puesto en contacto con un dispositivo magnético, adquiriendo y conservando de manera permanente sus propiedades magnéticas.

La intensidad del CM en un punto se define como la fuerza del CM con que se atrae o repele la unidad de masa magnética (Ecuación II.1) (Edministern 1995).

$$H = \frac{F}{M} \quad (\text{II.1})$$

donde H es la intensidad del CM (A/m), F es la fuerza magnetomotriz (A) y M es la longitud del circuito (m).

La intensidad de flujo magnético se define como el producto de la intensidad de campo por la permeabilidad magnética del material (II.2) (Edministern 1995).

$$B = H \cdot \mu \quad (\text{II.2})$$

donde B es la intensidad de flujo magnético (T), H es la intensidad del campo magnético (A/m) y μ es la permeabilidad del medio magnético (Tm/A).

Los imanes permanentes con mayor intensidad de flujo magnético que existen en el mercado son los basados en combinaciones de metales de transición y tierras raras, produciendo generar CMs de entre 0,3 y 0,4 T.

II.8.2.2. Campos electromagnéticos

Un CEM es un campo físico, de tipo tensorial, producido por elementos cargados eléctricamente y que afectan a partículas con carga eléctrica (Landau & Lifshitz 1981). Son el resultado del flujo de corriente que fluye a través de conductores o de dispositivos eléctricos, aumentando su magnitud en la medida que lo hace el voltaje creado. Su intensidad y potencia quedan determinadas por la longitud de onda, frecuencia y amplitud del CEM. Se manifiestan en forma de líneas de fuerza invisibles que rodean cualquier dispositivo eléctrico, aunque las frecuencias generadas sean bajas (Figura II.36).

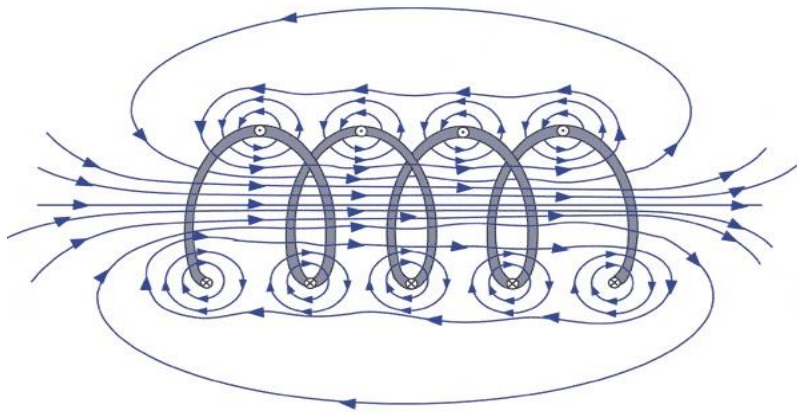


Figura II.36. Bobina de campos electromagnéticos (Lowa State University. USA 2012).

Se expresan por la letra E y se miden en voltios por metro (V/m). Las unidades de medida son Gauss (G) o Tesla (T). G es una reminiscencia de un sistema de unidades cegesimal en desuso, aunque por razones históricas se sigue usando en algunos ámbitos. Siempre que sea posible, se utilizará T (1 T = 10000 G) (Edministern1995).

El principio de funcionamiento de los mecanismos de CEMs se basan en la Ley de Faraday, la cual establece la relación tiempo-campo eléctrico resultante de la inducción de un campo eléctrico en el interior de un tubo (Ecuaciones II.3 y II.4) (Serway 2009):

$$\oint_C \vec{E} \cdot d\vec{l} = -\frac{d}{dt} \int_s \vec{B} \cdot d\vec{A} \quad (\text{II.3})$$

$$\oint E \cdot ds = -\frac{d}{dt} \int B \cdot dA \quad (\text{II.4})$$

donde E es el campo eléctrico (V/m), dl es el elemento infinitesimal, c es el contorno circunferencial, t es el tiempo, ds es el elemento infinitesimal del contorno circunferencial, B es la intensidad de campo magnético (T) y A es una superficie arbitraria (m^2).

II.8.2.3. Dispositivos de generación de campos magnéticos mediante imanes permanentes

Estos dispositivos constan de uno o varios imanes situados alrededor o en el interior de la tubería por la que circula el fluido a tratar, dependiendo su efectividad de la velocidad a la que el fluido pasa entre los imanes. Se clasifican en función de la dirección del flujo magnético y del flujo de agua en las siguientes clases (Cho 2002):

- **Clase I.** Imán fijado por abrazadera a la tubería (Figura II.37).

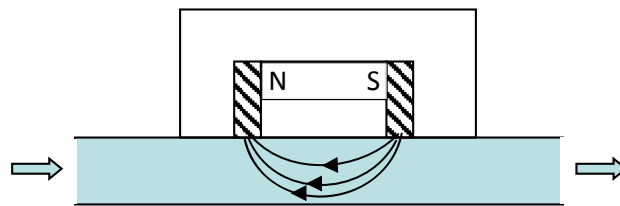


Figura II.37. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase I.

- **Clase II.** Flujo magnético radial transversal cercano a los polos (Figura II.38).

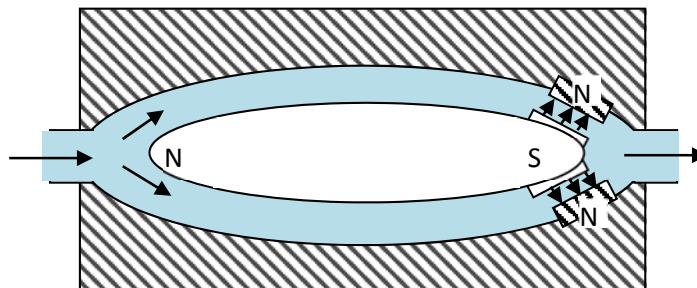


Figura II.38. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase II.

- **Clase III.** Dirección alterna del CM (Figura II.39).

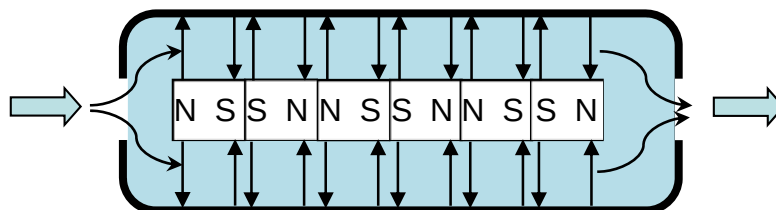


Figura II.39. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase III.

- **Clase IV.** CM paralelo a la dirección del fluido (Figura II.40).

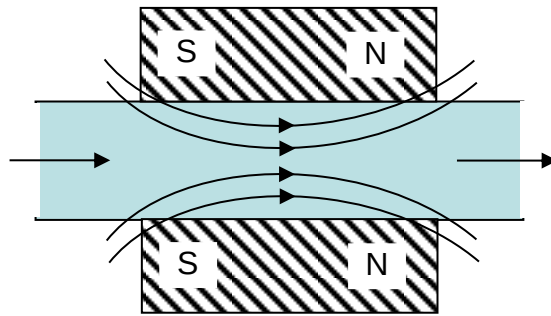


Figura II.40. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase IV.

- **Clase V.** CM perpendicular a la dirección del fluido (Figura II.41).

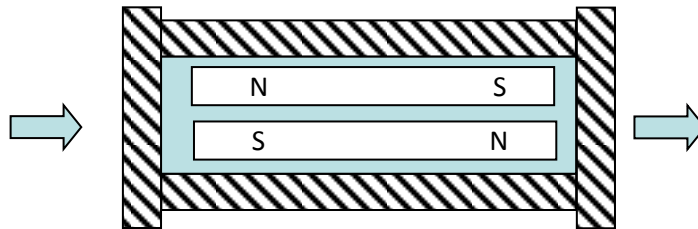


Figura II.41. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase V.

- **Clase VI.** Dispositivos magnéticos separados (Figura II.42).

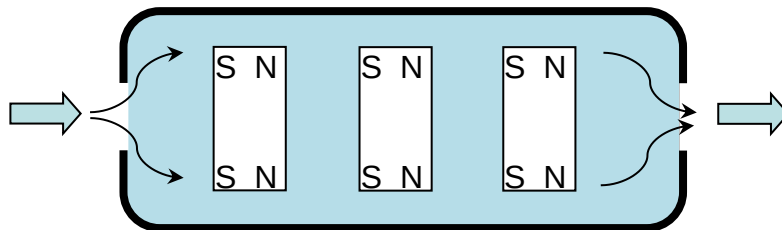


Figura II.42. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase VI.

II.8.2.4. Dispositivos de generación de campos electromagnéticos mediante inducción electromagnética

Los equipos de inducción electromagnética están contruidos sobre una tubería de plástico o de otro material no magnético que no interfiera en el CEM creado. Alrededor de la tubería se instala una bobina de cobre que induce al CEM y cada extremo de la bobina se conecta a una estación electrónica de control (Figura II.43). Este dispositivo fue el empleado experimentalmente en el presente trabajo de investigación. Su funcionamiento se detalla en el apartado IV.2.5.

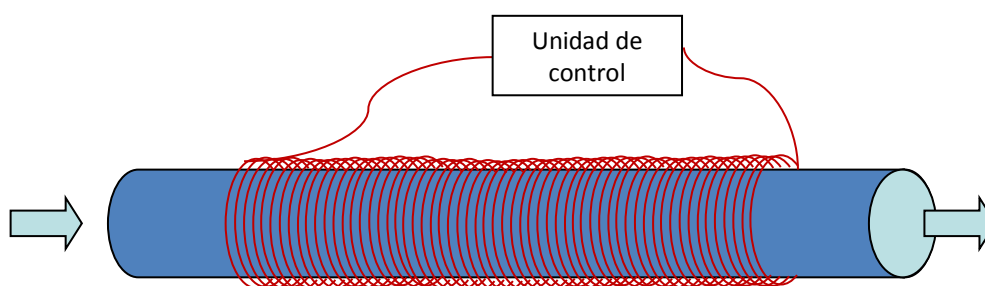


Figura II.43. Unidad de inducción electromagnética.

II.8.2.5. Dispositivos de generación de campos electromagnéticos mediante electrodos de alto voltaje

Este dispositivo se basa en la generación de un CEM entre dos electrodos colocados en el interior de una tubería por la que circula el fluido a tratar. Dispone de una unidad de control que permite ajustar el voltaje, la frecuencia y el amperaje de los electrodos, lo que permite modular los parámetros del CEM creado (Figura II.44).

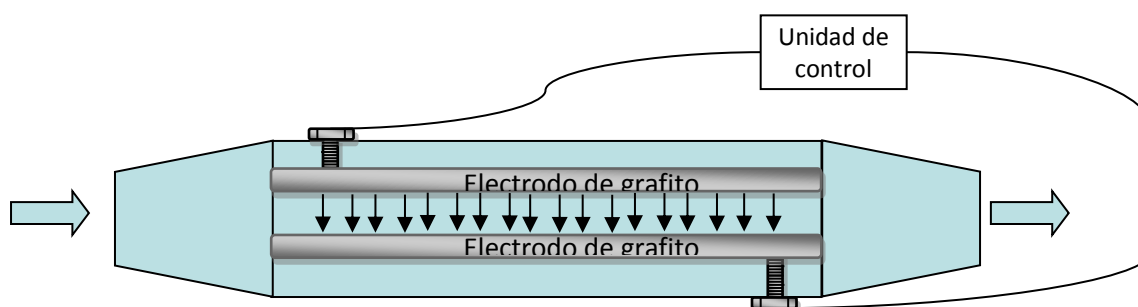


Figura II.44. Esquema de una unidad de generación de CEMs mediante electrodos.

II.8.3. EFECTO DE LOS CAMPOS ELECTROMAGNÉTICOS SOBRE EL AGUA

Los procesos de cualquier sector de producción industrial que utilizan agua, están expuestos a los efectos de las impurezas en ella contenida. La presencia de cationes de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) disueltos, cuyo origen es la erosión y disgregación de rocas calcáreas, así como de bicarbonatos (HCO_3^-) y carbonatos (CO_3^{2-}) procedentes del dióxido de carbono (CO_2) disuelto de forma natural en el agua (Lipus & Dobersek 2007), son el origen de los principales efectos negativos producidos por el agua.

Estos iones con cargas netas opuestas intervienen en los fenómenos químicos de cristalización (origen de las incrustaciones calcáreas) o en las reacciones electroquímicas de oxidación (origen de la corrosión galvánica). Ambos procesos se producen de forma espontánea en presencia de compuestos salinos, agua, oxígeno disuelto, un medio ácido y una superficie metálica. Los iones con cargas opuestas se unen entre sí (debido a fuerzas electrostáticas naturales) mediante enlaces iónicos siguiendo un esquema regular y ordenado, formando cristales de sales sólidos y consistentes (Kobe et al. 2002).

El proceso de cristalización se ve favorecido por las siguientes condiciones (Prisyazhniuk 2009):

- La **sobresaturación de iones en disolución** (mayor cantidad de los que la disolución admite en estado de equilibrio).
- Los procesos de **nucleación de cristales** debido a la combinación de iones de la disolución con iones no pertenecientes a la fase líquida (por ejemplo, superficies metálicas en contacto con la fase líquida).
- El **crecimiento de cristales** mediante enlace iónico con la misma o con otras sales precipitadas.
- **Otros factores:** cambios bruscos de temperatura, turbulencias en el sistema, naturaleza y estado de la superficie en contacto con la disolución y presencia de otras impurezas.

La cristalización de iones en solución, bajo las condiciones mencionadas, da lugar a compuestos iónicos, como sales de calcio y de magnesio. Estas son de gran dureza y con fuerte capacidad de adherencia a las superficies de tuberías, circuitos y, en especial, a las zonas de transferencia de calor. En medio acuoso con gran concentración de iones (caso del agua de mar), predominan los precipitados de carbonato cálcico (CaCO_3) y en menor medida, silicatos y sulfatos. En función de las condiciones en las que ocurra el proceso de cristalización, los precipitados de CaCO_3 pueden cristalizar en forma de (Lipus & Dobersek 2007):

- **Calcita:** con estructura trigonal, usualmente en forma de cristales escalenoedros (Figura II.45).

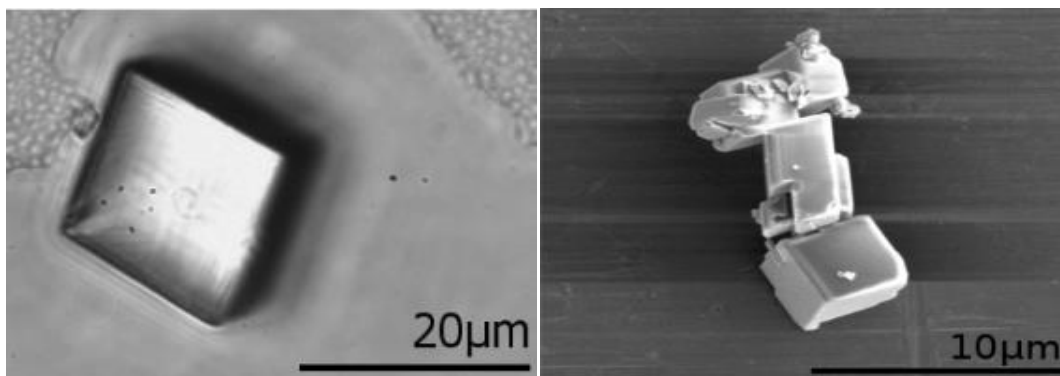


Figura II.45. Precipitado de calcita (Rademaker y Launspach 2011).

- **Aragonita:** con una estructura ortorrómbica, a menudo en forma de cristales aciculares (Figura II.46).

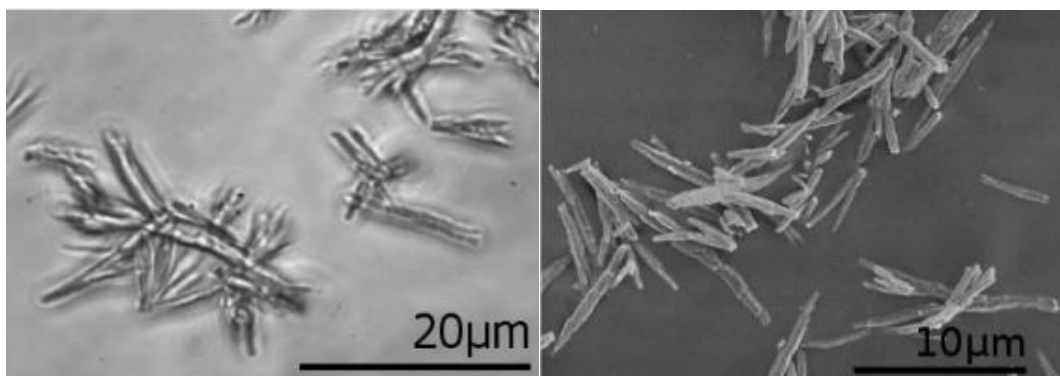


Figura II.46. Precipitado de aragonita (Rademaker y Launspach 2011).

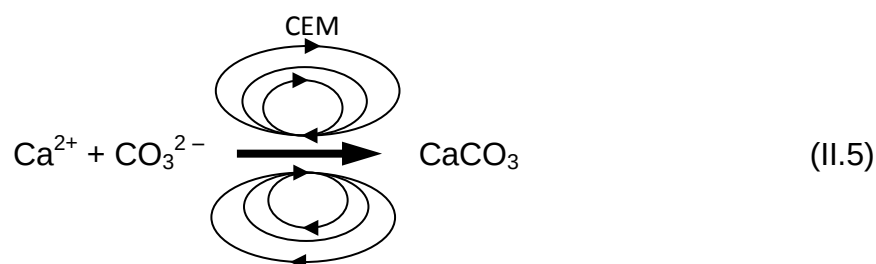
- **Vaterita:** con estructura hexagonal, a menudo en forma de cristales esféricos.

Termodinámicamente, la calcita es la forma más estable a temperatura ambiente y presión atmosférica. Tiene idéntica composición química que la aragonita y la vaterita, aunque distinta estructura cristalina. Dependiendo de las condiciones de temperatura, la calcita puede mostrarse estable, muy adherente y difícilmente removible por la corriente de fluido. Por el contrario, la aragonita y la vaterita pueden ser más inestables, menos adherentes y más fácilmente removibles por la corriente de fluido. Así mismo, en función de la temperatura del proceso, los depósitos de aragonita y vaterita inicialmente formados pueden transformarse en calcita con el paso del tiempo (Lipus & Dobersek 2007; Harris & Cho 2009).

El tipo de precipitado formado de forma natural en un intercambiador de calor depende de (Lipus & Dobersek 2007):

- **Temperatura del fluido** (Santomauro 2012; Gopi & Subramanian 2013). El precipitado de vaterita es el menos estable (Wolf et al. 2000), mientras que la aragonita resulta más estable en aguas con temperaturas superiores a 35°C. La calcita se encuentra a temperaturas por debajo de 35°C (Rudert & Müller 1982; Andritsos & Karabelas 2003; Xiaokai 2008).
- **Compuestos iónicos presentes en el agua.** Los iones Fe^+ , Zn^{+2} o Mg^{+2} inhiben la formación de calcita para favorecer la formación de aragonita. (Kozic et al. 2004; Lipus & Dobersek 2007).
- **Rugosidad del material.** La mayor rugosidad de la superficie favorece la presencia de depósitos de calcita en lugar de aragonita (Kozic et al. 2004; Izadi et al. 2010).
- **pH del agua.** Incrementos del pH del agua favorecen la presencia de aragonita (Höfling et al. 2003; Kozic et al. 2004).
- **Velocidad del flujo de fluido.** A menor velocidad mayor presencia de aragonita en los depósitos de biofouling (Andritsos & Karabelas 2003).

La cristalización del CaCO_3 en sus diferentes formas y los condicionantes que intervienen en el proceso dificultan su control de una manera artificial.



El efecto de los CEMs sobre los componentes del agua se manifiesta en los procesos de nucleación y precipitación de los iones de Ca^{2+} y CO_3^{2-} en CaCO_3 (Ecuación II.5). Estos procesos dependen de variables asociadas a las características del equipo (intensidad y frecuencia del campo) (Tijing et al. 2009) y de las condiciones externas [velocidad del flujo (Alimi et al. 2007; Shahryari 2008), composición química del agua (Coey & Cass 2001; Szkatula et al. 2002; Alimi et al. 2007), temperatura del agua (Xiaokai 2008), régimen de circulación (turbulento o laminar) (Shahryari & Pakshir 2008) o tiempo de exposición al CM o CEM (Oshitani et al. 1999)].

En procesos de intercambio de calor por debajo de 35°C , además de reducir la tensión superficial del agua minimizando la adherencia de microorganismos (Amini 2005), los CEMs provocan la precipitación del CaCO_3 en forma de aragonita, dando lugar a la formación de lodos blandos semilíquidos que son menos adherentes y tienen menor capacidad de aislamiento térmico que la calcita. Además, la aragonita crea un efecto de erosión sobre la superficie al ser arrastrada por el flujo circundante que permite eliminar gradualmente la calcita y el biofouling adherido (Lipus & Dobersek 2007). El precipitado resultante depende directamente de la temperatura del proceso, pudiendo ser determinante para el mantenimiento del equipo que el CaCO_3 precipite en forma de calcita o de aragonita debido a su diferente comportamiento y consecuencias sobre los equipos de intercambio de calor (ver Tabla II.6).

	Calcita	Aragonita
Tipo de depósito	Sólido	Blando
Estructura	Cristales hexagonales, romboedros, escalenoedros y prismáticos	Cristales trigonales romboédricos con aspecto de prisma hexagonal
Simetría	Trigonal	Ortorrómica
Óptica	Uniáxica negativa	Biáxica negativo
Dureza	3	3,5-4
Densidad	2.710 g/cm ³	2,94 g/cm ³
Otras características	Doble refracción, efervescente con ácidos diluidos y fluorescente o fosforescente	Efervescente en el ácido clorhídrico frío y diluido y fluorescente

Tabla II.6. Diferencias entre la calcita y la aragonita en condiciones ambientales (www.webmineral.com 2013).

II.8.4. FUNCIONAMIENTO DE LOS CAMPOS ELECTROMAGNÉTICOS COMO MÉTODO ANTIFOULING

Los CEMs tienen la capacidad de aumentar la interacción de los iones Ca^{2+} y CO_3^{2-} presentes en el agua de mar, incrementando su nucleación y su precipitación en CaCO_3 . Por debajo de 35°C, provocan que el CaCO_3 precipite en forma de aragonita en vez de como calcita, dando como resultado unos depósitos menos adherentes y menos aislantes (Coey & Cass 2001; Andritsos & Karabelas 2003; Xiaokai 2008). El proceso de precipitación del CaCO_3 reduce la tensión superficial del agua minimizando la adherencia de microorganismos y afecta a la unión intermolecular de los polímeros extracelulares debilitando la matriz de la capa de biofouling y disminuyendo su capacidad de adhesión a la superficie (Eguía 1998). Además, el arrastre del CaCO_3 por el flujo de agua de mar produce un efecto erosivo sobre la capa de biofouling debilitada que permite disminuir su espesor (Gabrielli et al. 2001; Lipus & Dobersek 2007).

II.9. NORMATIVA RELATIVA A LOS TRATAMIENTOS QUÍMICOS ANTIFOULING

Con el fin de unificar la legislación en los estados miembros de la Unión Europea (UE) en lo referente al uso de agua como recurso, se elaboró la Directiva Europea Marco del Agua (2008/105/CE). Esta directiva limita el volumen de agua extraíble de una fuente para preservar su disponibilidad, el consumo energético de los sistemas de refrigeración y de producción, y regula aspectos ambientales relativos a los incrementos de temperatura y concentración de biocida residual en los puntos de vertido. Además, insta a tomar medidas para reducir la cantidad del agua utilizada en los sistemas de refrigeración que pasan por instalar sistemas de refrigeración secos o húmedos con recirculación y pretratamiento del agua de refrigeración.

II.9.1. LEGISLACIÓN SOBRE VERTIDOS QUÍMICOS CON EL EFLUENTE

En numerosos Países Miembros de la UE, las emisiones de productos químicos en el agua de refrigeración están reguladas por la legislación referente a la contaminación de las aguas superficiales. Normalmente, las leyes se centran en limitaciones de flujos de descarga con un volumen mínimo de vertido. Aunque los Países Miembros pueden presentar requisitos más específicos sobre la composición química de los vertidos de agua de refrigeración, todos ellos contemplan límites de concentración de halógenos orgánicos absorbibles (AOX), oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sustancias cloradas, compuestos con fósforo y efecto residual en las bacterias luminiscentes.

La legislación europea que regula el vertido de biocida residual con el efluente al medio natural es la siguiente:

- **Directiva 2006/11/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de febrero de 2006 relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad. Establece normas de protección y de prevención de la contaminación

provocada por el vertido de determinadas sustancias en el medio acuático. Se aplica a las aguas interiores superficiales, a las aguas de mar territoriales y a las aguas del litoral.

- **Directiva 2008/105/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. Establece normas de calidad ambiental relativas a la presencia de sustancias o grupos de sustancias identificadas como prioritarias en razón del riesgo significativo que presentan para el medio acuático.

II.9.2. REGLAMENTACIÓN SOBRE EL USO Y COMERCIALIZACIÓN DE LOS BIOCIDAS

Los biocidas se regularon por primera vez en la UE por medio de la Directiva 98/8/CE, la cual estableció principios comunes de evaluación y autorización de biocidas, evitando barreras económicas y/o administrativas. Esta Directiva fue incluida en el ordenamiento jurídico español mediante el R.D. 1054/2002. A partir del 1 de septiembre de 2013 entró en vigor el Reglamento 528/2012 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo al uso y comercialización de los biocidas, derogando a la Directiva 98/8/CE.

Según el reglamento 528/2012, los biocidas se dividen en cuatro grandes grupos que a su vez se subdividen en 22 tipos:

- **Desinfectantes** (tipo 1 al 5).
- **Conservantes** (tipo 6 al 13).
- **Pesticidas** (tipo 14 al 20)
- **Otros biocidas** (tipo 21 al 22): el tipo 21 corresponde a los biocidas utilizados para la eliminación del biofouling.

Todos los productos biocidas requieren una autorización antes de que puedan salir al mercado, y las sustancias activas contenidas en ellos deben ser aprobadas previamente. Las empresas deberán solicitar la aprobación de una

sustancia activa presentando un expediente a la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA). Una vez realizada la validación por la ECHA, la autoridad competente en materia de evaluación llevará a cabo una comprobación de la integridad y una evaluación, dentro del plazo de un año. El resultado de la evaluación se remitirá al Comité de Biocidas de la ECHA, que formulará su dictamen en un plazo de 270 días. El dictamen proporciona un fundamento para las decisiones de la Comisión Europea y los Estados miembros. La aprobación de una sustancia activa se concede para un número concreto de años, que no supera los diez.

La renovación de la aprobación de una sustancia activa seguirá un proceso similar. Según el número de nuevos estudios de que se disponga en el momento de la renovación, se diferenciará entre una evaluación completa y una evaluación limitada. La solicitud deberá presentarse a la ECHA 550 días antes de que se agote el plazo de validez de la aprobación.

II.10. NORMATIVA RELATIVA AL TRATAMIENTO ANTIFOULING CON CAMPOS ELECTROMAGNETICOS

Aunque no producen ningún efecto medioambiental nocivo, existen dos normas específicas que definen las condiciones de funcionamiento y de fabricación de los equipos de generación de CEMs.

II.10.1. DIRECTIVA 2004/40/CE SOBRE LAS DISPOSICIONES MÍNIMAS DE SEGURIDAD Y DE SALUD RELATIVAS A LA EXPOSICIÓN DE LOS TRABAJADORES A LOS RIESGOS DERIVADOS DE LOS AGENTES FÍSICOS (CEMS)

Define los valores límite de exposición y que dan lugar a una acción en base a las recomendaciones dadas por la Comisión Internacional sobre Protección frente a Radiaciones no Ionizantes (ICNIRP).

La Tabla II.7 resume los valores límite de exposición a distintos intervalos de frecuencia para prevenir los efectos adversos sobre diferentes partes o funciones del cuerpo humano. Los valores límite de exposición no se aplican a los CMs estáticos ya que, por el momento, no existen suficientes pruebas científicas que indiquen efectos adversos por exposición. Sin embargo, el Consejo Europeo adoptó una declaración en la que insta a la Comisión a que siga de cerca los acontecimientos en este ámbito, con objeto de incluir valores límite de exposición para CMs estáticos cuando los hallazgos científicos lo hagan posible.

Gama de frecuencias	Densidad de corriente cabeza y tronco (mA/m ²)	SAR cuerpo entero (W/kg)	SAR cabeza y tronco (W/kg)	SAR extremidades (W/m ²)	Densidad de potencia (W/m ²)
Hasta 1 Hz	40	-	-	-	-
1-4 Hz	40/f	-	-	-	-
4-1000 Hz	10	-	-	-	-
1000 Hz-100 kHz	f/100	-	-	-	-
100 kHz-10 MHz	f/100	0.4	10	20	-
10 MHz-10GHz	-	0.4	10	20	-
10-300 GHz	-	-	-	-	50

Tabla II.7. Valores límite de exposición a CEMs (Perrin 2013).

La Tabla II.8 resume los valores límite que dan lugar a una acción para trece gamas de frecuencia diferentes obtenidos a partir de los valores límite de exposición con arreglo al principio utilizado por la ICNIRP en sus directrices sobre limitación a la exposición a radiaciones no ionizantes (Perrin 2013). Contrariamente a lo que ocurre con los valores límite de exposición, los valores límite que dan lugar a una acción también se aplican a los CMs estáticos, para prevenir peligros como el riesgo de proyección de objetos ferromagnéticos.

Gama de frecuencias	Intensidad de campo eléctrico (V/m)	Intensidad de campo magnético (A/m)	Inducción magnética (μT)	Densidad de potencia de onda plana equivalente (W/m^2)	Corriente de contacto (mA)	Corriente inducida en extremidades (mA)
0-1 Hz	-	$1,63 \times 10^5$	2×10^5	-	1	-
1-8 Hz	20000	$1,63 \times 10^5 / f^2$	$2 \times 10^5 / f^2$	-	1	-
8-25 Hz	20000	$2 \times 10^4 / f$	$2,5 \times 10^4 / f$	-	1	-
0,02-0,82 kHz	$500 / f$	$20 / f$	$25 / f$	-	1	-
0,82-2,5 kHz	610	24,4	30,7	-	$0,4 f$	-
2,5-65 kHz	610	24,4	30,7	-	$0,4 f$	-
65-100 kHz	610	$1600 / f$	$2000 / f$	-	40	-
0.1-1 MHz	610	$1,6 / f$	$2 / f$	-	40	-
1-10 MHz	$610 / f$	$1,6 / f$	$2 / f$	-	40	-
10-110 MHz	61	0,16	0,2	10	-	100
110-400 MHz	61	0,16	0,2	10	-	-
400-2000 MHz	$3 f^{1/2}$	$0,008 f^{1/2}$	$0,01 / f^{1/2}$	$f / 40$	-	-
2-300 GHz	137	0,36	0,45	50	-	-

Tabla II.8. Valores límites de campos electromagnéticos que dan lugar a una acción (Perrin 2013).

II.10.2. NORMA UNE-EN 61000-4-16:1998/A1:2005 SOBRE COMPATIBILIDAD ELECTROMÁGNÉTICA

La compatibilidad electromagnética (EMC) es la rama de la tecnología electrónica y de telecomunicaciones que se ocupa de las interferencias entre equipos eléctricos y electrónicos. Se define como la “*capacidad de cualquier aparato, equipo o sistema para funcionar de forma satisfactoria en su entorno electromagnético sin provocar perturbaciones electromagnéticas sobre cualquier cosa de ese entorno*” (IEC/TR EN 61000-1-1). Por lo tanto, puede afirmarse que la ECM deriva en dos ramas que atienden a dos problemas diferentes:

- Un aparato, equipo o sistema debe ser capaz de operar adecuadamente en su entorno sin ser interferido por otra (**inmunidad electromagnética**).
- No debe ser fuente de interferencias que afecten a otros equipos de ese entorno (**emisiones electromagnéticas**).

El "Nivel EMC" para cada tipo de perturbación, es el nivel para el cual debe existir una probabilidad aceptable de EMC. Este nivel tiene una baja probabilidad (normalmente el 5%) de no ser superado. De esta forma, se definen:

- **Límite de emisión.** Valor de emisión que permite garantizar el éxito de funcionamiento de la red al conectar a ella varios equipos simultáneamente.
- **Límite de inmunidad.** Valor que se exige a los fabricantes para ser inmunes al nivel EMC y asegurar el éxito de funcionamiento al tener conectados estos equipos a una red con perturbaciones.

El cumplimiento de estos niveles de EMC hace necesaria la coordinación y el equilibrio de todos los agentes involucrados:

- **Administración pública.** Organismo que dicta las normas.
- **Fabricantes.** Responsables de que los equipos sean inmunes y no emitan perturbaciones.
- **Empresas eléctricas.** Responsables de las redes de distribución (pueden exigir a un usuario que actualice su instalación eléctrica/equipos para conectarse a la red eléctrica).
- **Usuarios.** Responsables de los equipos.
- **Universidades.** Responsables de I+D+i.
- **Ingenierías.** Responsables de diseño.

En la UE cualquier equipo electrónico está sometido a lo dictado en la Directiva 2004/108/CE, que establece los requisitos esenciales que deben cumplir los aparatos e instalaciones electrónicas para la obtención del marcado CE. La Directiva regula la EMC de los equipos para garantizar el funcionamiento del mercado interior exigiendo que los equipos cumplan un nivel mínimo.

III. OBJETIVOS

III.1. OBJETIVO GENERAL

Mitigar el fenómeno indeseable del biofouling sobre la superficie interna de tubos construidos en acero inoxidable 316L o 316Ti para diferentes condiciones de ensayo en una planta piloto de intercambiadores de calor-condensadores refrigerada por agua de mar utilizando un método físico de tratamiento antifouling con campos electromagnéticos.

III.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Alcanzar el objetivo general para las diferentes condiciones de ensayo fue posible al ir cumpliendo con los siguientes objetivos específicos:

- **Experimento A: eliminación de una biopelícula madura.**
- 1. Permitir el desarrollo de la biopelícula sobre la superficie interna de los tubos hasta que las variables experimentales indicaron que había alcanzado su grado de madurez.
- 2. Caracterizar el desarrollo de la biopelícula para las condiciones de ensayo.
- 3. Eliminar la biopelícula madura adherida sobre la superficie interna de los tubos con un tratamiento físico antifouling continuo del agua de mar con campos electromagnéticos.
- 4. Caracterizar el desarrollo de la biopelícula tratada.
- 5. Caracterizar los depósitos adheridos sobre la superficie interna de los tubos para las condiciones de ensayo.
- 6. Evaluar la influencia del grado de rugosidad superficial del material de construcción del soporte sobre el proceso para las condiciones de ensayo.
- 7. Evaluar la influencia del desarrollo de la biopelícula sobre el proceso de transferencia de calor para las condiciones de ensayo.
- 8. Evaluar la influencia de los campos electromagnéticos sobre la composición del agua de mar para las condiciones de ensayo.

- **Experimento B: mantenimiento de las condiciones de limpieza iniciales de los tubos.**

9. Mantener las condiciones de limpieza iniciales de los tubos con un tratamiento físico antifouling continuo con campos electromagnéticos.
10. Caracterizar el desarrollo de la biopelícula adherida sobre la superficie interna de los tubos para las condiciones de ensayo.
11. Caracterizar los depósitos adheridos sobre la superficie interna de los tubos para las condiciones de ensayo.
12. Evaluar la influencia del grado de rugosidad superficial del material de construcción del soporte sobre el proceso para las condiciones de ensayo.
13. Evaluar la influencia del desarrollo de la biopelícula sobre el proceso de transferencia de calor para las condiciones de ensayo.
14. Evaluar la influencia de los campos electromagnéticos sobre la composición del agua de mar para las condiciones de ensayo.

- **Experimento C: influencia de la velocidad de circulación del agua de refrigeración sobre el grado de ensuciamiento de los tubos.**

15. Mantener las condiciones de limpieza iniciales de los tubos con un tratamiento físico antifouling continuo con campos electromagnéticos para las nuevas condiciones de ensayo.
16. Caracterizar el desarrollo de la biopelícula adherida sobre la superficie interna de los tubos para las nuevas condiciones de ensayo.
17. Caracterizar los depósitos adheridos sobre la superficie interna de los tubos para las nuevas condiciones de ensayo.
18. Evaluar la influencia del grado de rugosidad superficial del material de construcción del soporte sobre el proceso para las nuevas condiciones de ensayo.

19. Evaluar la influencia del desarrollo de la biopelícula sobre el proceso de transferencia de calor para las nuevas condiciones de ensayo.
20. Evaluar la influencia de los campos electromagnéticos sobre la composición del agua de mar para las nuevas condiciones de ensayo.

- **Discusión de los resultados.**

21. Evaluación conjunta de los resultados obtenidos relacionando variables experimentales.
22. Comparar los resultados obtenidos al aplicar el tratamiento físico antifouling continuo bajo las condiciones ensayadas con otros tratamientos antifouling.
23. Obtener conclusiones claras sobre la influencia de las variables experimentales en los procesos ensayados.

IV. MATERIALES Y METODOS

IV.1. ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se realizó en la bahía de Santander. Situada en el mar Cantábrico representa el mayor estuario de la costa norte de España (Figura IV.1). Históricamente se ha sometido a ampliaciones urbanísticas que desde 1900 han reducido a un tercio su superficie natural. Actualmente tiene una extensión de unos 22 km² en pleamar viva y unos 13 km² en bajamar escorada. En bajamar quedan al descubierto grandes páramos que contienen una gran riqueza bentónica y son un vivero natural de diversas especies marisqueras, que inciden sobre la formación del biofouling en esta área.



Figura IV.1. Vista área de la bahía de Santander (TerraMetrics Inc, 2013).

Los ríos Cubas, Solía, Boo y Tijero vierten sus aguas en la bahía, aunque solamente el Cubas tiene un caudal de agua significativo para afectar a las características físico-químicas del agua (salinidad, densidad y turbidez) en las épocas de lluvia. Además, los movimientos de las mareas determinan que las características del agua oscilen en los puntos de toma de muestra del agua de mar. Por ello, los factores ambientales reseñados deben tomarse en consideración en los estudios sobre biofouling marino.

El agua de mar utilizada en el proceso de intercambio de calor se tomó en el antedique de Gamazo. El fondo marino era de arena y roca con una alta actividad microbiana. La temperatura del agua osciló entre los 14°C de invierno y los 22°C en verano (Puente Trueba et al. 2003).

IV.2. INSTALACIÓN EXPERIMENTAL

La experimentación se realizó en el laboratorio “Biofouling-Emilio Eguía” ubicado en la E.T.S. de Náutica de la Universidad de Cantabria. Esta instalación se componía de cuatro dependencias (Figura IV.2):

- **Planta piloto de intercambiadores de calor-condensadores**, ubicada en el laboratorio. Compuesta por:
 - Dos intercambiadores de calor-condensadores.
 - Circuito de agua de mar de refrigeración.
 - Circuito de agua dulce de calefacción.
 - Sistema de instrumentación y adquisición de datos.
 - Equipo generador de campos electromagnéticos.
- **Tanques de decantación y servicio para suministro del agua de mar** al laboratorio, ubicados en el patio interior de la E.T.S. de Náutica.
- **Central térmica** para calefacción del agua dulce, ubicada en la E.T.S. de Náutica.
- **Bombas de suministro del agua de mar de refrigeración**, ubicadas en el cuarto de bombas del dique de Gamazo.

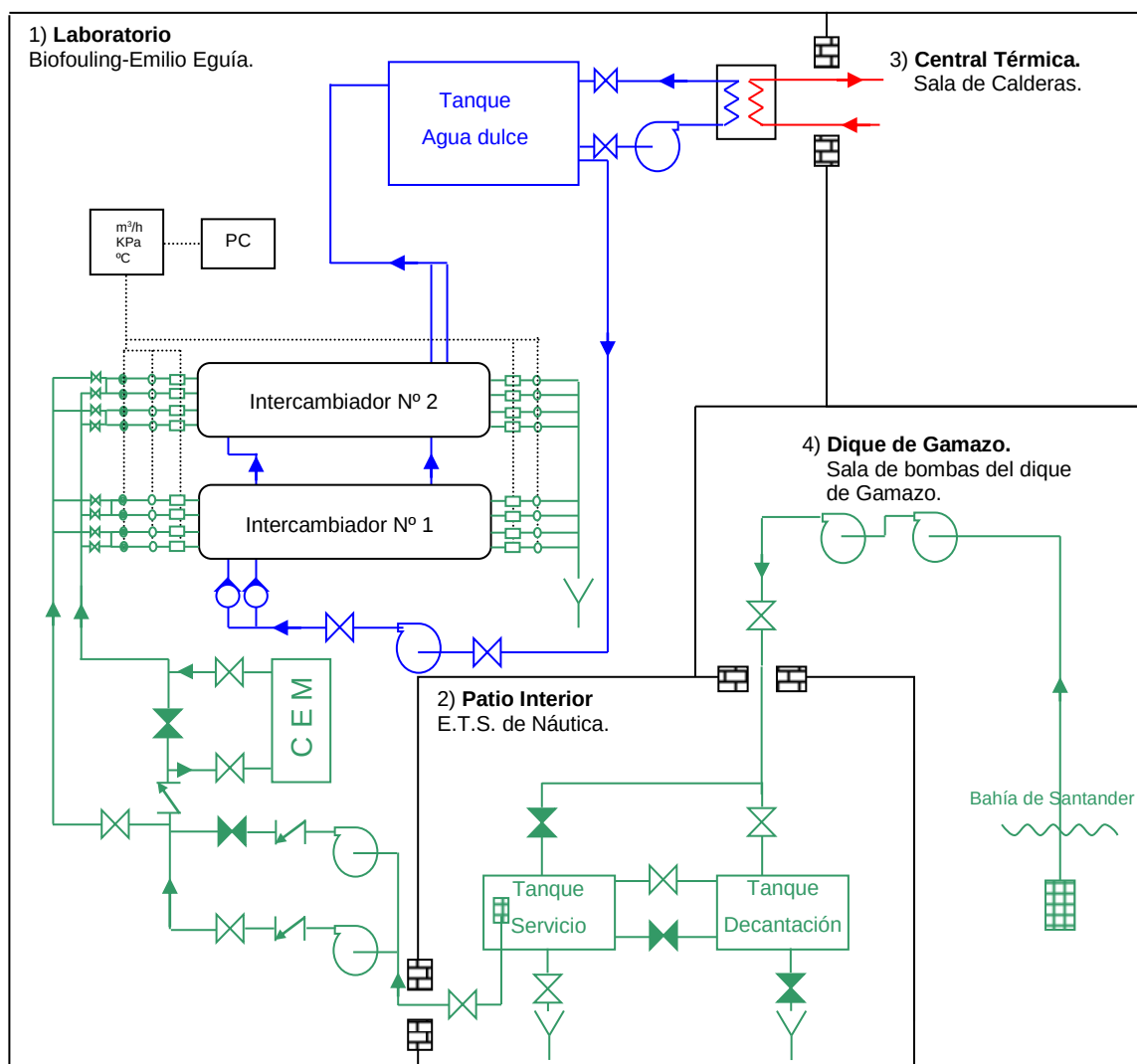


Figura IV.2. Diagrama de tuberías, equipos e instrumentación de la instalación experimental (Diagrama de flujo según ANSI/ISA-5.1-2009).

IV.2.1. INTERCAMBIADORES DE CALOR-CONDENSADORES

La planta piloto (Figura IV.3) constaba de dos intercambiadores de calor-condensadores geoméricamente iguales compuestos por una carcasa por la que circulaba agua dulce de calefacción y un haz de cuatro tubos por los que fluía agua de mar de refrigeración. Según lo descrito en el capítulo II.3.3, eran intercambiadores de calor-condensadores de superficie, de contacto indirecto, de dos fluidos líquidos, de superficie no compactada, tubulares, de carcasa, de paso simple por convección de fase simple y a contracorriente.



Figura IV.3. Planta piloto de intercambiadores de calor-condensadores.

IV.2.1.1. Carcasa

Construida de acero inoxidable tipo AISI 304 en cumplimiento de la sección VIII de la normativa ASME (American Society of Mechanical Engineers), tenía 240 mm de diámetro exterior y estaba provista de dos tomas de 66 mm para la entrada y salida del agua de calefacción. Estaba recubierta por un material aislante de fibra de vidrio de 40 mm de espesor (Figura IV.4). La temperatura en su interior se mantuvo constante mediante una válvula de control de tres vías gobernada por un controlador definido en la sección IV.2.3.2.2.

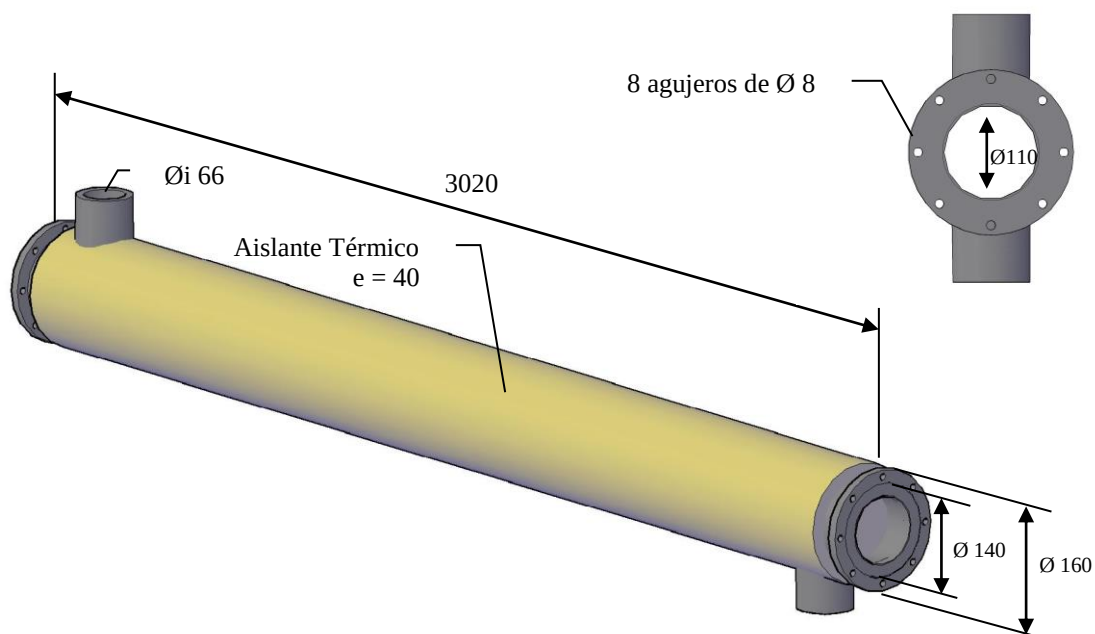


Figura IV.4. Dimensiones de la carcasa de los intercambiadores de calor-condensadores (cotas en mm).

IV.2.1.2. Haz Tubular

Constaba de cuatro tubos que funcionaban como sistemas independientes. Construidos en acero inoxidable austenítico del tipo AISI 316L o 316Ti según normas ASME Sección II-1995. El acero inoxidable AISI 316L tenía un grado de rugosidad N5 que según la norma ISO 1302:2002 corresponde a una rugosidad superficial media (R_a) de $0,4 \mu\text{m}$, y el acero inoxidable AISI 316Ti tenía un grado de rugosidad N6 que corresponde a una R_a de $0,8 \mu\text{m}$.

Los tubos se dispusieron dos a dos, en función del material de construcción (Figura IV.5). Disponían de un sistema de sellado con la brida del intercambiador compuesto por un prensa de estanqueidad formado por dos tuercas de fijación y anillos tóricos de ajuste y cierre de paso al agua de mar. Estaban roscados a una pieza de acero inoxidable en la que se alojaron la toma de temperatura y de presión.

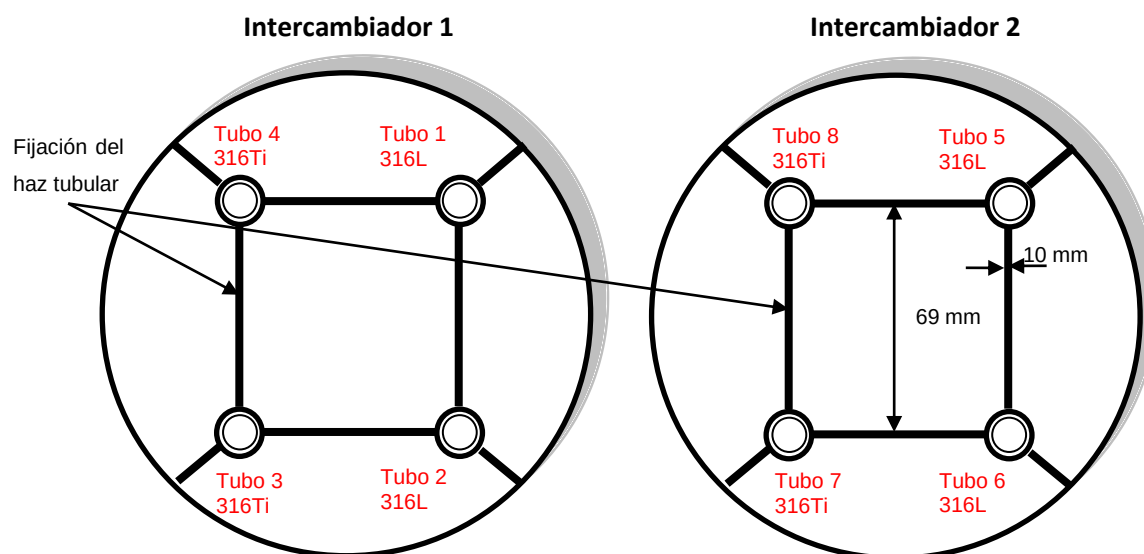


Figura IV.5. Disposición e identificación de los tubos y del tipo de acero del que estaban contruidos los intercambiadores de calor.

La Tabla IV.1 detalla el material, diámetro interno y externo, longitud y peso de cada tubo.

Tubo	Material	Ø externo (mm)	Ø interno (mm)	Longitud (mm)	Peso (g)
1	316L	12,7	9,4	3163	1430,6
2	316L	12,7	9,4	3163	1428,0
3	316Ti	13	10	3163	1070,8
4	316Ti	13	10	3163	1069,5
5	316L	12,7	9,4	3165	1437,2
6	316L	12,7	9,4	3165	1430,2
7	316Ti	13	10	3165	1069,3
8	316Ti	13	10	3165	1068,7

Tabla IV.1. Caracterización de los tubos de los intercambiadores de calor.

IV.2.2. CIRCUITO DE AGUA DE MAR DE REFRIGERACIÓN

El circuito de agua de mar estaba compuesto por dos partes bien diferenciadas (Figura IV.6):



Figura IV.6. Ubicación de las instalaciones en la que se desarrolló la experimentación (TerraMetrics Inc 2013).

IV.2.2.1. Instalación del dique de Gamazo

El dique de Gamazo está ubicado en terrenos de la Autoridad Portuaria de Santander, a unos 250 m de los laboratorios de la E.T.S. de Náutica. Se dispusieron dos bombas centrífugas en serie auto aspirantes modelo ITUR AU-1,5-10 (Figura IV.7), que aspiraban el agua de mar a 0,5 m del fondo marino a través de un filtro de acero inoxidable de 10 mm de malla perforada, impulsándolo por una tubería de 66 mm de diámetro hasta la E.T.S. de Náutica.

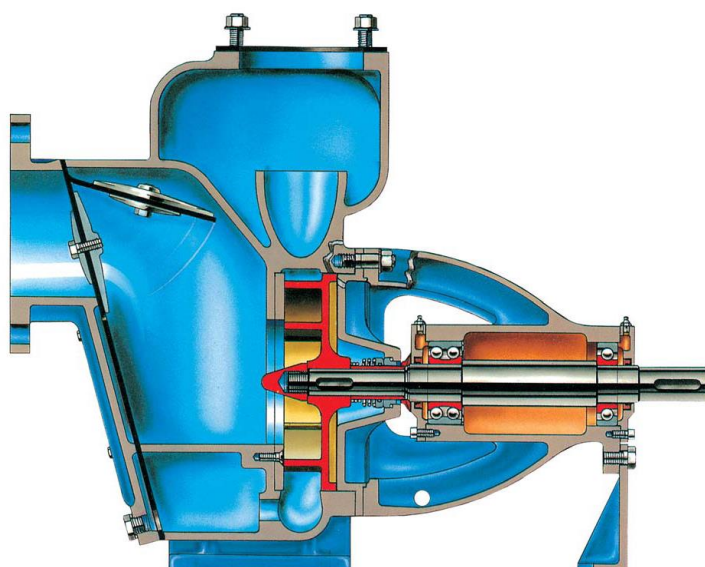


Figura IV.7. Bomba centrífuga autoaspirante (ITUR 2012).

IV.2.2.2. Instalación interior de la E.T.S. de Náutica

Una vez en la E.T.S. de Náutica, el agua de mar se dejaba decantar en un tanque de 1 m^3 con el fin de eliminar los sólidos en suspensión. A continuación, pasaba al tanque de servicio de 1 m^3 donde era aspirado por las bombas de circulación del circuito de agua de mar del laboratorio, a través de un filtro de 1 mm de diámetro (Figura IV.8).

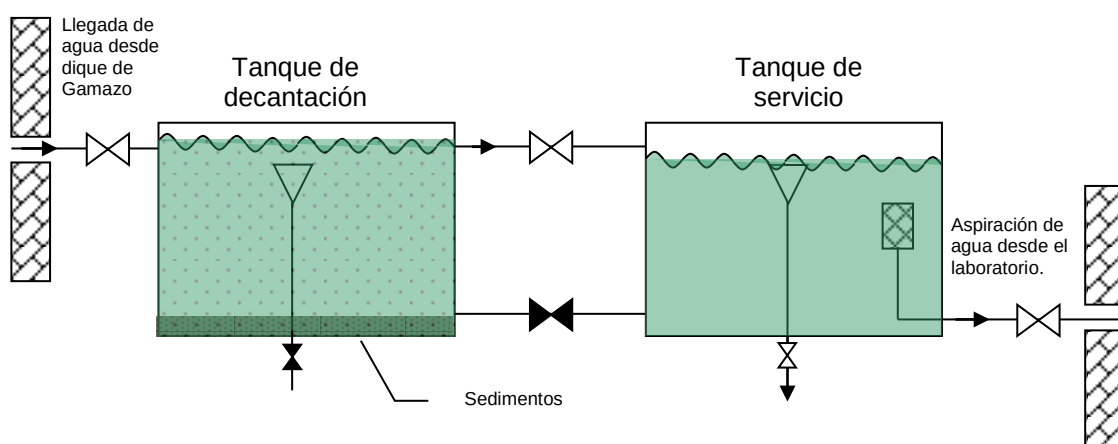


Figura IV.8. Disposición de los tanques de toma de agua del laboratorio, situados en el patio de la E.T.S. de Náutica.

IV.2.2.3. Circuito de agua de mar en el laboratorio

El sistema de refrigeración de los intercambiadores de calor-condensadores estaba compuesto por dos bombas centrífugas dispuestas en paralelo (Figura IV.2) que impulsaban el agua de mar desde el tanque de servicio en circuito abierto. La primera era una bomba Grundfos modelo CHI 4-50 A-W-G BQQV, construida en acero inoxidable tenía una potencia de 940 W, con una altura máxima de 49 m, un caudal máximo de 4,5 m³/h y una presión máxima de trabajo 1 MPa bar (Figura IV.9). La segunda era una bomba ITUR modelo AU-1,5-10 (Figura IV.7). La instalación estaba diseñada para que fuera posible trabajar con una sola bomba al 100%, suministrando agua de mar de refrigeración a los dos intercambiadores de calor-condensadores.



Figura IV.9. Bomba de circulación de agua de refrigeración (GRUNDFOS España S.A. 2009).

Las bombas estaban controladas por un variador de frecuencia Altivar 312 Telemecanique trifásico de 2,2 kW (Ref: ATV312HU22N4) que actuaba sobre la frecuencia de alimentación modificando la velocidad de la bomba y el caudal de agua impulsado. De esta forma, en caso de parada, el arranque de las bombas se programaba para que el suministro de agua a los tubos fuera progresivo y así evitar el arrastre del biofouling adherido.

El caudal en los tubos se mantuvo constante por medio de caudalímetros de desplazamiento positivo, utilizando un by-pass situado en la descarga de las bombas comunicado al tanque de decantación. A la salida de cada tubo se dispuso un grifo de toma de muestras para analizar el efluente.

IV.2.3. CIRCUITO DE AGUA DULCE DE CALEFACCIÓN

Estaba compuesto por un circuito primario que suministra la suficiente energía calorífica a otro circuito secundario a través de un intercambiador de calor de placas, como para mantener constante la temperatura del agua dulce en los intercambiadores de calor-condensadores (Figura IV.10).

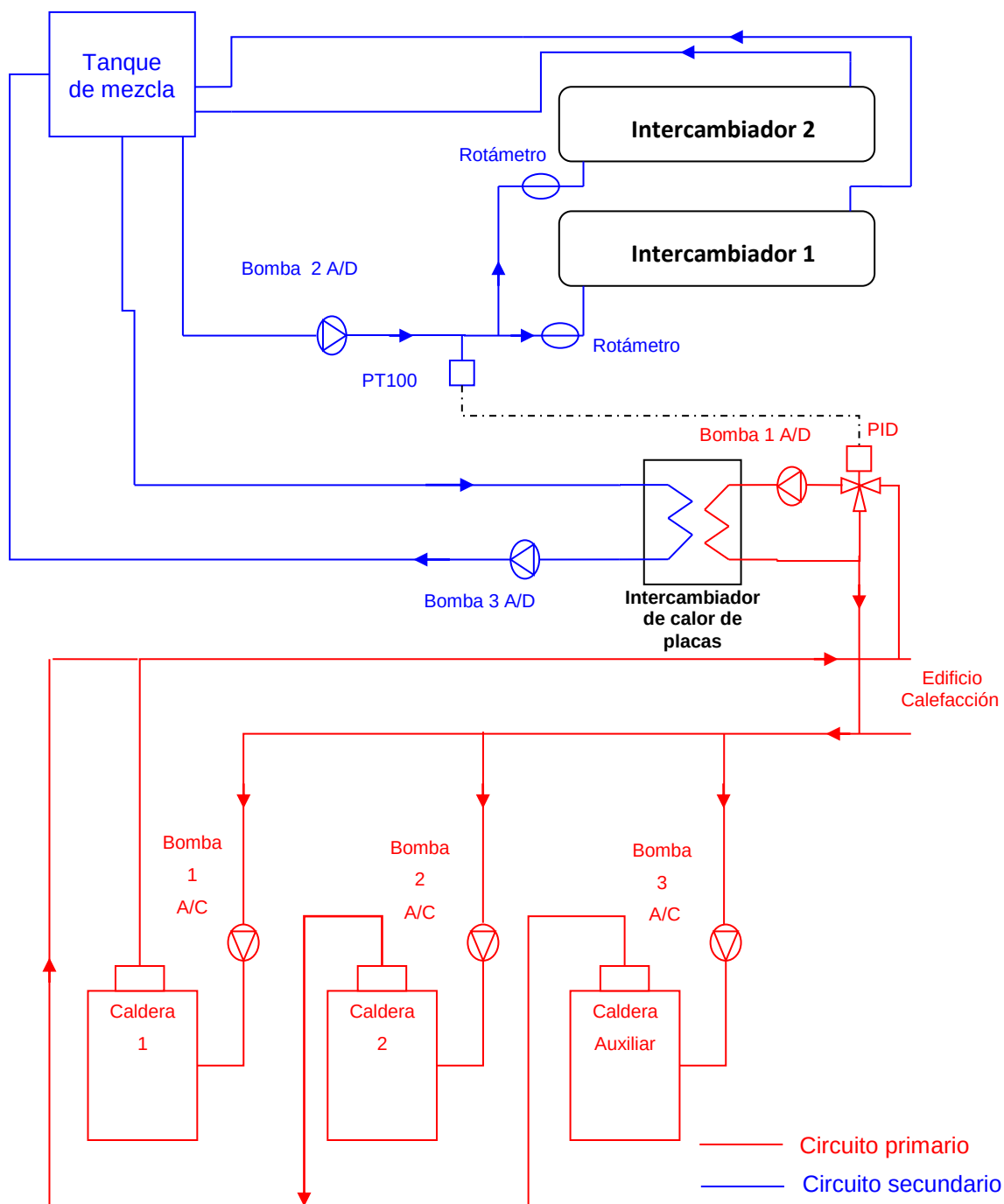


Figura IV.10. Esquema de la instalación de agua dulce de calefacción.

IV.2.3.1. Circuito primario

El circuito primario constaba de una central térmica compuesta por tres calderas, de las que se bombeaba el agua caliente en circuito cerrado a través de una válvula controladora de temperatura de tres vías que permitía ceder en el intercambiador de calor de placas el suficiente calor al agua del circuito secundario como para mantener constante la temperatura en la carcasa de los intercambiadores de calor-condensadores (Figura IV.10).

IV.2.3.1.1. Central térmica

La central térmica de la E.T.S. de Náutica constaba de dos calderas que constituían la fuente principal de energía calorífica del edificio y una tercera (Figura IV.11) de menor potencia que se utilizaba como instalación de reserva. Sus características más destacables se resumen en la Tabla IV.2.

	Calderas principales HYGASSA tipo WA 450	Caldera auxiliar HYGASSA tipo NA 100
Potencia útil (kW)	523	116
Superficie de calefacción (m ²)	10,36	4,05
Volumen de agua (L)	620	210
Rendimiento (%)	83	83
Presión de diseño (kPa)	392	392
Presión de servicio (kPa)	392	392
Presión de timbre (kPa)	392	392
Temperatura máxima (°C)	110	110

Tabla IV.2. Características de las calderas de la central térmica de la E.T.S. de Náutica.

La operación de las unidades principales se realizaba mediante un autómata desde las dependencias de la unidad técnica de la Universidad de Cantabria y la temperatura de referencia establecida para el agua de alimentación se fijó en 80°C.



Figura IV.11. Caldera auxiliar y panel de control de la central térmica de la E.T.S. de Náutica.

IV.2.3.1.2. Sistema de control de temperatura

La temperatura en la carcasa de los intercambiadores de calor-condensadores se mantuvo constante por medio de una válvula de tres vías modelo VXG 41.40-25 con un motor de actuación modelo SQX61 a 24 V de alimentación y señal de 0-10V, gobernada por un controlador de procesos modelo OMRON E5CK que enviaba una señal de apertura o cierre a la válvula en función de la temperatura de trabajo programada.

IV.2.3.1.3. Bomba de circulación

El agua del circuito primario era impulsada a través del intercambiador de calor de placas por una bomba Sedical modelo SP 40/7T clase F, de tres velocidades 3x380 V, cuyas características principales se presentan en la Tabla IV.3. La velocidad más adecuada para un funcionamiento óptimo fue la segunda velocidad.

Características	Primera velocidad	Segunda velocidad	Tercera velocidad
Velocidad (r.p.m.)	2480	2827	2880
Potencia (W)	260	340	360
Intensidad (A)	0,47	0,76	1,0

Tabla IV.3. Características de la bomba de circulación funcionando a diferentes velocidades (Sedical S.A. 2007).

IV.2.3.2. Circuito secundario

El circuito secundario constaba de dos bombas que circulaban el agua en circuito cerrado entre el intercambiador de calor de placas, los intercambiadores de calor-condensadores y un tanque de mezcla (Figura IV.10).

IV.2.3.2.1. Bombas de circulación

Para circular el agua dulce del tanque de mezcla al intercambiador de calor de placas se dispuso una bomba ROCA tipo 110 modelo PC-1025 de tres velocidades (Bomba 3) y para circularlo entre el tanque de mezcla y los intercambiadores de calor-condensadores se utilizó una bomba GRUNDFOS modelo UMT 100-60, de 1,06 kW, 1440 r.p.m., 55 m³/h y altura manométrica 4,8 m (Bomba 2).

IV.2.3.2.2. Tanque de mezcla

Su función era mezclar el agua dulce proveniente del intercambiador de calor de placas con el agua de recirculación procedente de la carcasa de los intercambiadores de calor-condensadores para mantener una temperatura constante en la carcasa y actuar como tanque de compensación del circuito de agua dulce de calefacción a los intercambiadores de calor (Figura IV.12).



Figura IV.12. Tanque de mezcla.

IV.2.3.3. Intercambiador de calor de placas

Para transferir el calor del circuito primario al secundario se utilizó un intercambiador de placas de contacto indirecto Sedical tipo UFX-26 H (Figura IV.13), en el que los fluidos frío y caliente discurrían a través de los canales formados en las placas.



Figura IV.13. Intercambiador de calor de placas (Sedical 2013).

IV.2.4. SISTEMA DE INSTRUMENTACIÓN Y ADQUISICIÓN DE DATOS

Para seguir la evolución del crecimiento del biofouling sobre la superficie interna de los tubos se monitorizaron los intercambiadores de calor-condensadores disponiendo la instrumentación necesaria para tomar los datos precisados en el cálculo de las variables experimentales y mantener las condiciones definidas para cada experimento. La instrumentación utilizada fue la siguiente:

- Medidores de caudal de agua de mar de refrigeración.
- Medidores de caudal de agua de dulce de calefacción.
- Transmisores de presión diferencial.
- Termorresistencias.
- Controlador automático de temperatura.
- Sistemas de adquisición de datos.

IV.2.4.1. Medidores de caudal de agua de mar de refrigeración

Para mantener un caudal de agua de mar constante a la entrada de los tubos se utilizaron caudalímetros de desplazamiento positivo tipo M25 PFT-420. Sus partes mecánicas se movían utilizando la energía del fluido, por lo que suponían una pérdida de carga. Su precisión dependía de los huelgos entre las partes móviles y las fijas y aumentaba con la calidad de la mecanización y con el tamaño del instrumento. Disponía de una cámara circular con un disco plano móvil dotado de una ranura en la que estaba intercalada una placa fija que separaba la entrada de la salida e impedía el giro del disco durante el paso del fluido. En la parte superior del cuerpo del medidor disponía de un cabezal transmisor electrónico, que recibía los impulsos a través de la barra de transmisión magnética, generando una señal de salida que oscilaba entre 4 - 20 mA (Figura IV.14).

Admitía un flujo máximo de 30 L/min a una presión máxima de $16 \cdot 10^5$ Pa, con una precisión de $\pm 1,5\%$ y una temperatura de operación máxima de 40 °C. Sus componentes estaban contruidos de PVC. Las juntas tóricas, que producían el cierre estanco del cuerpo del medidor, eran de Vitón y la transmisión magnética de “barium ferrit”, haciéndolo adecuado para funcionar con agua de mar.

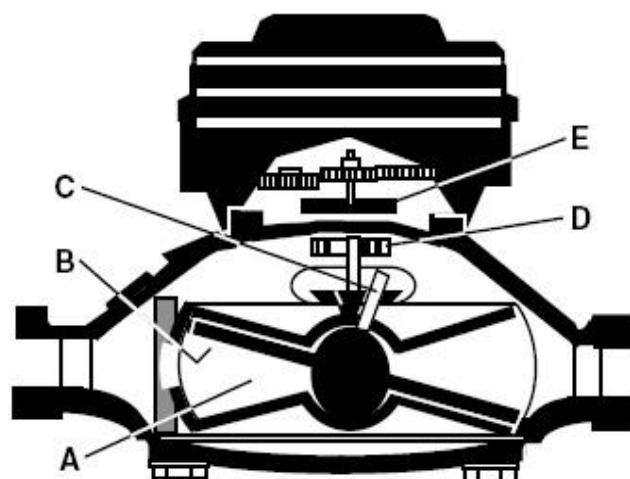


Figura IV.14. Caudalímetro de desplazamiento positivo: (A) cámara de circulación del agua; (B) Disco oscilante; (C) Husillo; (D) Imán rotativo; (E) Imán estacionario (BadgerMeter Inc 2009).

IV.2.4.2. Medidores de caudal de agua dulce de calefacción

Los medidores de caudal de agua dulce en la carcasa eran del tipo de área variable o rotámetros (Figura IV.15). Incorporaban un transductor de caudal que medía la fuerza de arrastre que experimentaba el cuerpo situado en el seno del fluido. Estaba formado por un tubo ligeramente cónico de vidrio borosilicatado y juntas de estanqueidad de PVC. Dentro del tubo disponía de un flotador o balancín de acero inoxidable AISI 316 que se movía verticalmente por una guía a través del tubo. La densidad del flotador era superior a la del fluido, por lo que al entrar el líquido por la boca inferior, el flotador se desplazaba hacia arriba dentro del tubo hasta que las fuerzas de arrastre y de flotación equilibraban el peso del flotador. Para un determinado caudal, la posición que adoptaba el flotador dependía del área anular existente entre él y el tubo de cristal transparente.



Figura IV.15. Rotámetro (Midstream Instrumentation 2012).

IV.2.4.3. Transmisores de presión diferencial

Los transmisores de presión diferencial eran del tipo PTX 2170-1656 con un rango de medición de 0 a $3,5 \cdot 10^4$ Pa y un error de precisión del 0,1%. Se seleccionó este tipo de transmisor por ser el más adecuado para trabajar con agua de mar. Estaba construido enteramente de acero inoxidable AISI 316 (Figura IV.16). Su principio de funcionamiento se basa en la aplicación del empuje sobre un líquido intermedio (glicerina), que aísla el líquido a medir del elemento de medición. Al someter un semiconductor a la tensión del empuje modificaba sus propiedades eléctricas. El semiconductor estaba fabricado a partir de una delgada película de silicio y utilizaba técnicas especiales para generar una zona sensible a los esfuerzos. Se comportaba como un circuito dinámico de puente de Wheatstone aplicable a la medida de presión diferencial. El desequilibrio del puente, originado por cambios de variable, daba lugar a una señal de salida de 4 - 20 mA c.c.

Estos transmisores estaban instalados entre los dos intercambiadores y conectados a la entrada y salida de cada tubo mediante tuberías de plástico de 6 mm de diámetro exterior y 4 mm de diámetro interior, de forma que las longitudes a ambos lados del elemento de medición fueran iguales.



Figura IV.16. Transmisor de presión diferencial (Sensocor Inc 2013).

IV.2.4.4. Termorresistencias

Las termorresistencias (PT100) medían la temperatura del agua de la planta. Constructivamente constaban de una armadura que soportaba un sensor, una pantalla de protección y unos hilos de unión que conectaban la resistencia a un instrumento de medida para medir el efecto de las variaciones de resistencia que experimentaba el sensor. Su principio de funcionamiento se basaba en la propiedad común a todos los conductores, por la que su resistencia eléctrica variaba de acuerdo con la temperatura.

IV.2.4.5. Controlador automático de temperatura

El control de temperatura se realizó mediante un proceso de regulación automática Proporcional-Integral-Derivativo (PID). El proceso mantuvo una temperatura constante en la carcasa regulando el calor aportado por el circuito primario mediante un sistema de control que tomaba la señal de temperatura de una termorresistencia Pt100 y actuaba sobre una válvula de tres vías monitorizada que regulaba el aporte de caudal de agua caliente del circuito primario al intercambiador de calor de placas.

IV.2.4.6. Sistema de adquisición de datos

El sistema de adquisición de datos tomaba y almacenaba datos relativos a la temperatura de entrada y salida del agua de mar en cada tubo, presión diferencial del flujo de agua entre la entrada y la salida de cada tubo o el caudal de agua a la entrada de los tubos. Estos datos permitieron determinar posteriormente las variables experimentales que posibilitaron caracterizar el biofouling adherido sobre la superficie interna de los tubos.

El sistema presentaba los resultados históricos directamente utilizables para el análisis del funcionamiento de la planta. Al mismo tiempo, permitía monitorizar los procesos en tiempo real. El sistema supervisor de la instalación estaba formado por un módulo de adquisición de datos, un conversor RS-485 a USB, un ordenador personal (PC) y un programa de software.

IV.2.4.6.1. Módulo de adquisición de datos

Contenía los componentes electrónicos encargados del acondicionamiento de la señal de los diferentes sensores instalados en la planta piloto. Estaba compuesto por cuatro módulos con 12 entradas analógicas universales (4-20 mA, mV, V), 2 entradas lógicas utilizables para adquisición de datos y 2 salidas lógicas utilizables como salidas remotas, instalados en un cuadro junto

con la fuente de alimentación y las protecciones térmicas asociadas. Todas las señales de monitorización de la instalación llegaban a este cuadro eléctrico y se distribuían al módulo correspondiente (Figura IV.17).

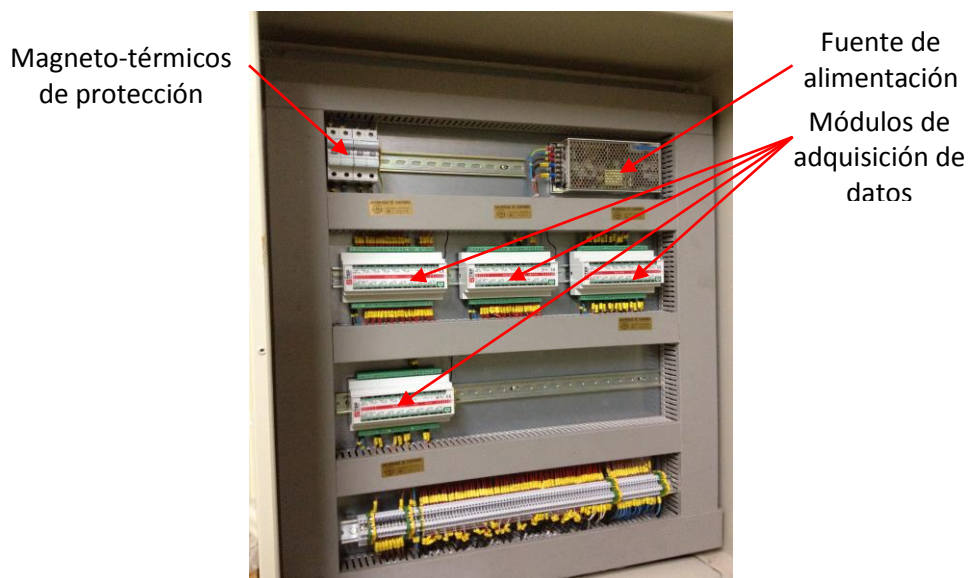


Figura IV.17. Cuadro de módulos de adquisición de datos.

IV.2.4.6.2. Conversor RS-485 a USB

Era un sistema en bus (o canal) de transmisión multipunto diferencial, que permitía comunicar varios sistemas de adquisición de datos y el PC a través de un puerto USB (Figura IV.18).

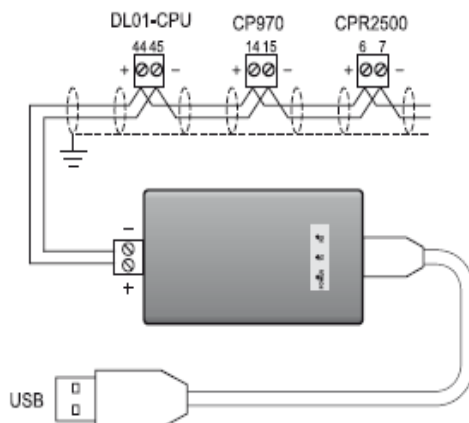


Figura IV.18. Conexión del conversor RS-485 a USB (STEP Logística y Control, S.L. 2009).

IV.2.4.6.3. Ordenador personal

El PC permitió almacenar y gestionar los datos tomados por el módulo de adquisición de datos (Figura IV.19).

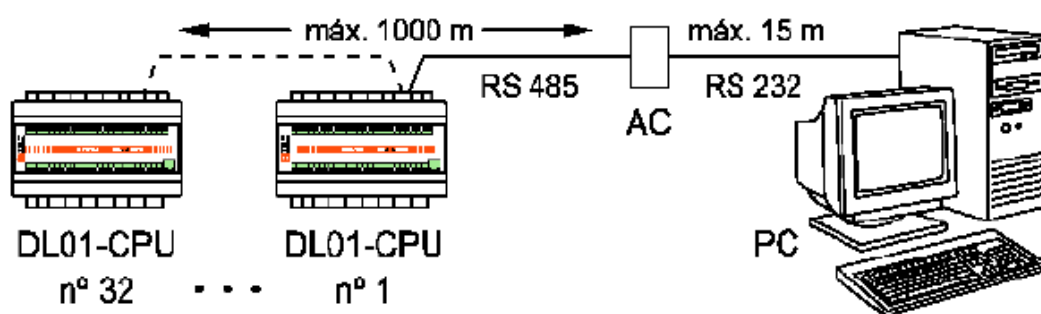


Figura IV.19. Conexión del PC al sistema de adquisición de datos (STEP Logística y Control, S.L. 2009).

IV.2.4.6.4. Programa de software

El software TSC-01 (Figura IV.20) permitió visualizar en la pantalla del PC los datos experimentales en tiempo real, registrar tendencias, elaborar históricos, almacenar alarmas, elaborar tablas de datos y crear sinópticos animados en color.

Para almacenar los datos disponía de registros ordenados de forma secuencial en un fichero en formato excel. Sin embargo, en muchos casos, a partir de los datos instantáneos resultó muy interesante disponer de datos acumulados sobre un determinado periodo de tiempo. Esta función la realizó *IndBase* que permitió definir la relación entre los datos reales de la planta y los registros de una tabla de datos estándar (XBASE). Los informes se realizaron con la herramienta *Access* o *Cristal Reports*.

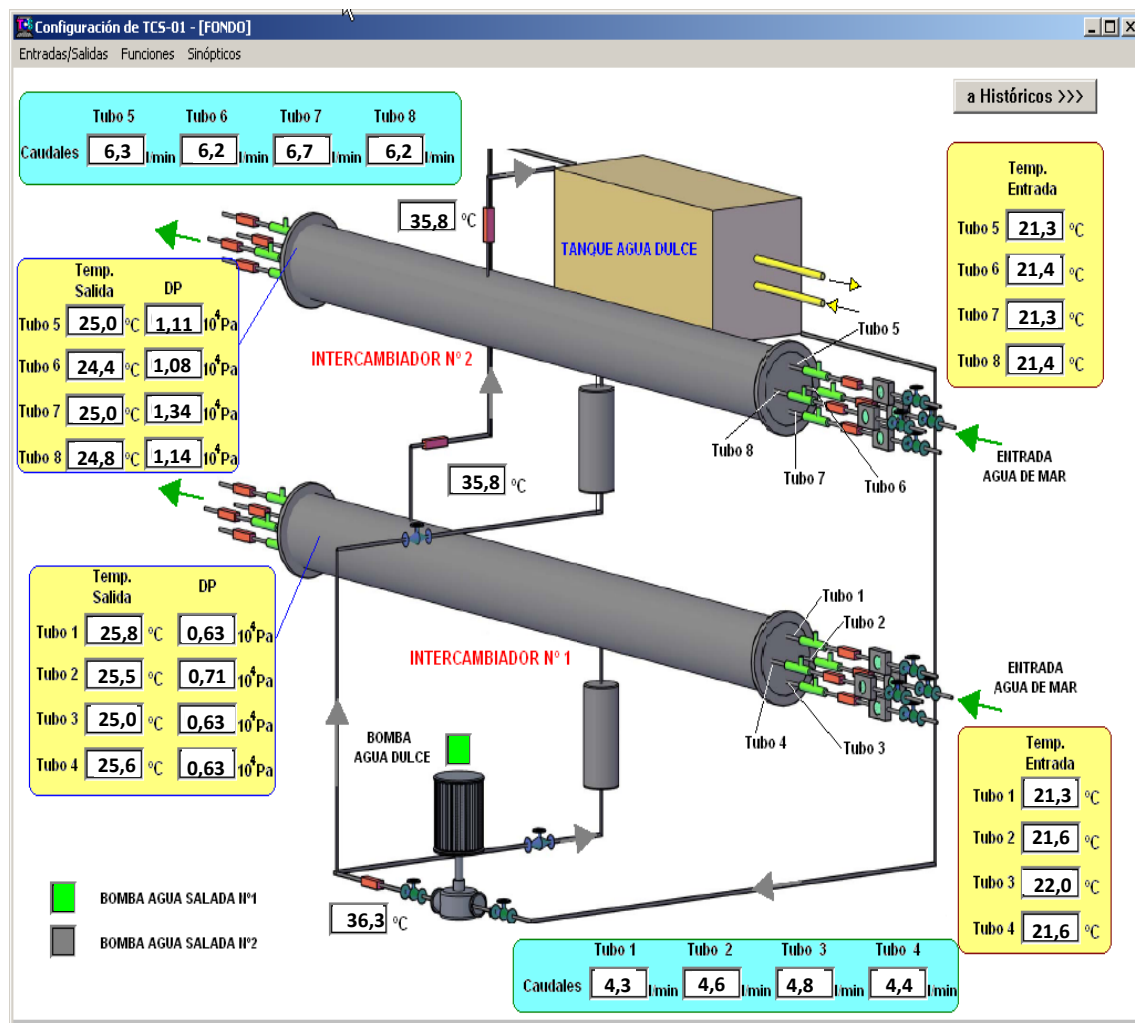


Figura IV.20. Sinóptico del software de monitorización de la planta piloto (STEP Logística y Control S.L. 2009).

IV.2.5. EQUIPO GENERADOR DE CAMPOS ELECTROMAGNÉTICOS

IV.2.5.1. Descripción

El equipo de CEMs constaba de dos partes bien diferenciadas (Figura IV.21):

- Unidad generadora de CEMs.
- Estación de control.



Figura IV.21. Equipo generador de campos electromagnéticos.

IV.2.5.1.1. Unidad generadora de campos electromagnéticos

El equipo generador de CEMs tenía las dimensiones referenciadas en la Figura IV.22 y disponía de 2 bobinas en serie arrolladas al tubo y separadas 100 mm entre sí. Estas bobinas generaban una intensidad de CEM de 15 mT a una frecuencia de 1kHz y una tensión de 12 V siguiendo la señal voltios/frecuencia representada en la Figura IV.23, dotando al equipo de las características reseñadas en la Tabla IV.4.

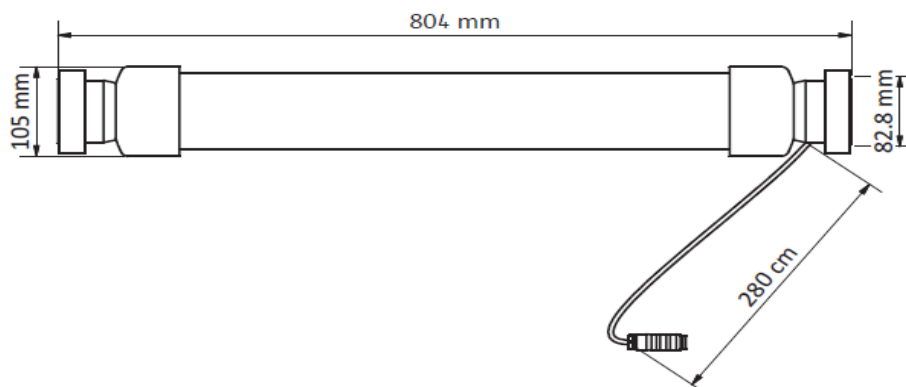


Figura IV.22. Esquema del equipo generador de campos electromagnéticos (Planet Horizons Technologies S.A. 2009).

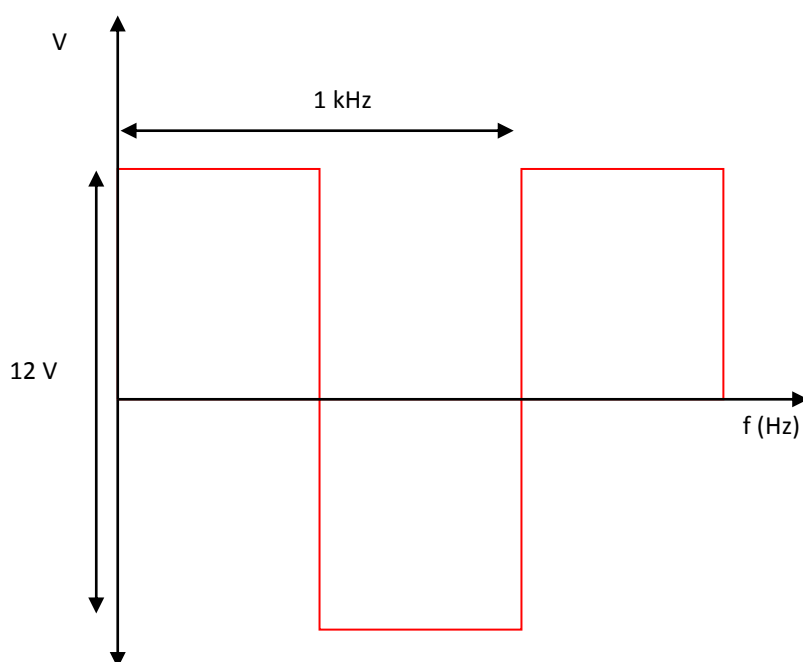


Figura IV.23. Señal voltios/frecuencia del equipo generador de campos electromagnéticos.

Características Constructivas	
Longitud	804 mm
Diámetro de paso caudal	50 mm
Peso	8,7 kg
Caudal máximo	21,6 m ³ /h
Presión máxima de trabajo	2,45 MPa
Condiciones Ambientales	
Protección	IP 65
Temperatura ambiente	0-65 °C
Materiales	
Carcasa	PVC-C
Conexiones	Bronce

Tabla IV.4. Características constructivas del equipo generador de campos electromagnéticos (Planet Horizons Technologies S.A., 2009).

IV.2.5.1.2. Estación de control

La estación de control (Figura IV.24) suministraba la intensidad y la frecuencia requeridas para la generación de un CEM específico. Disponía de un sistema de alarma que se activaba cuando el equipo funcionaba incorrectamente. Por ejemplo, para una temperatura interna demasiado alta ($T^a > 40^{\circ}\text{C}$), para un fallo de conexión con la unidad generadora de CEMs, cortocircuito o fallo de la CPU del equipo.



Figura IV.24. Estación de control del equipo generador de campos electromagnéticos (Planet Horizons Technologies S.A. 2009).

IV.2.5.2. Principio de funcionamiento

El agua de mar contiene iones Ca^{2+} y CO_3^{2-} que precipitan en forma de CaCO_3 , según lo expresado en el apartado II.2.2.1. Este proceso de precipitación afecta negativamente a la estructura de la biopelícula (Eguía 1998) y forma estructuras de cristales de calcita y aragonita que tienden a iniciar nucleaciones heterogéneas y a depositarse sobre las superficies. La calcita es el precipitado del CaCO_3 más estable a temperaturas inferiores a 35°C y sus cristales tienen estructura trigonal, formando escalenoedros muy adherentes. Por el contrario, los precipitados de aragonita son menos adherentes que la calcita debido a su estructura cristalina ortorrómbica en forma de cristales aciculares.

Por lo tanto, el modo de actuación de los CEMs se basa en acelerar el proceso de nucleación de los iones Ca^{2+} y CO_3^{2-} (Figura IV.25) influyendo en la morfología del CaCO_3 precipitado, incrementando la precipitación de aragonita frente a la calcita.

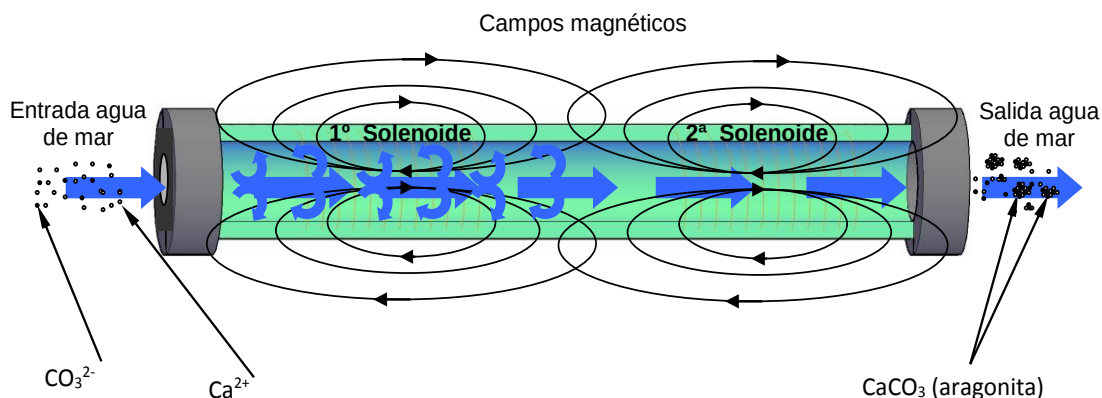


Figura IV.25. Principio de funcionamiento del equipo generador de campos electromagnéticos.

La precipitación del CaCO_3 tiene dos efectos sobre la capa de biofouling adherida a la superficie del tubo:

- La precipitación de los iones disueltos en el agua de mar afecta a la unión intermolecular de los polímeros extracelulares debilitando la matriz de la capa de biofouling y disminuyendo su capacidad de adhesión a la superficie (Eguía et al. 2008).
- El arrastre del CaCO_3 por el flujo de agua de mar produce un efecto erosivo sobre la capa de biofouling debilitada que disminuye su espesor (Trueba et al. 2014).

Además, el equipo dispone de deflectores que incrementan el régimen turbulento del fluido, favoreciendo el proceso de precipitación natural del CaCO_3 .

La eficacia de los CEMs como tratamiento antifouling depende de factores internos del propio equipo generador y/o de factores externos que dependen del modo de funcionamiento de la planta de intercambiadores de calor-condensadores (Oshitani et al. 1999; Coey & Cass 2001; Szkatula et al. 2002; Alimi et al. 2007; Shahryari & Pakshir 2008; Xiaokai 2008; Tijing et al. 2009):

- Factores internos:

- **Intensidad del CEM.** Determina la velocidad del proceso de precipitación del CaCO_3 y, por lo tanto, la eficiencia del equipo.
- **Frecuencia del CEM.** Junto con la intensidad, determina la eficiencia del equipo.

- Factores externos:

- **Velocidad del flujo de agua.** Determina la tensión cortante que ejerce el fluido sobre la superficie y el tiempo de residencia de los elementos disueltos y en suspensión en el interior del tubo.
- **Composición química del agua.** La concentración de iones disueltos en el agua determina la cantidad de precipitados.
- **Temperatura del agua de refrigeración.** La temperatura del proceso determina la forma en la que precipita el CaCO_3 de forma natural.
- **Régimen de circulación (turbulento o laminar).** El régimen turbulento incrementa el proceso de nucleación de los iones y su precipitación.
- **Tiempo de exposición.** El tiempo mínimo de exposición del agua de mar al CEM para ser efectivo el tratamiento debe de ser 10^{-1}s .

IV.3. VARIABLES EXPERIMENTALES

La adquisición y gestión de los datos experimentales permitió determinar las siguientes variables experimentales que permitieron definir la evolución del crecimiento de la biopelícula, su composición y sus consecuencias sobre el proceso de transferencia de calor:

(1) **Caracterización de la biopelícula** adherida sobre la superficie interior de los tubos durante las distintas fases de experimentación. Para ello se calcularon las siguientes variables experimentales:

- **Medidas indirectas:** miden las propiedades de transporte del fluido con el cálculo de la resistencia friccional al fluido y de la resistencia a la transferencia de calor (Eguía et al. 2007).
- **Medidas directas:** composición y espesor de la biopelícula (Eguía et al. 2008b).
- **Conductividad térmica aparente:** en función de las medidas directas e indirectas.
- **Efectividad térmica de los tubos:** pérdida de eficiencia en el proceso de transferencia de calor.
- **Área bajo la curva:** aplicado a las medidas indirectas.
- **Análisis estadístico:** aplicado a las medidas indirectas.
- **Microscopia:** examen microscópico de los depósitos de biofouling.

(2) **Características físico-químicas del agua de mar** en el afluente y el efluente. Los parámetros medidos fueron los siguientes:

- pH.
- Conductividad.
- Oxígeno disuelto.
- Dureza total.
- Contenido de calcio iónico.

IV.3.1. CARACTERIZACIÓN DE LA BIOPELÍCULA

Las variables que permitieron seguir la evolución de la biopelícula adherida a la superficie interna de los tubos de los intercambiadores de calor-condensadores fueron las siguientes:

IV.3.1.1. Medidas indirectas

Las medidas indirectas se basan en la determinación de las propiedades de transporte del fluido. Las variables que definen indirectamente la evolución del biofouling en el interior de los tubos son la resistencia friccional al fluido y la resistencia a la transferencia de calor. Ambas, indican la presencia de biofouling aunque no proporcionan información sobre el tipo de depósito (Eguía et al. 2007).

IV.3.1.1.1. Resistencia friccional al fluido

Representa la resistencia a la fricción del fluido debida a la disminución del diámetro efectivo de los tubos y el aumento de la rugosidad efectiva debido al incremento de los depósitos de biofouling.

Dependiendo de las condiciones de funcionamiento de la planta, las medidas de esta variable pueden resultar engañosas. De este modo, sus valores en régimen turbulento pueden no ser correctas hasta que el espesor del depósito sea aproximadamente el de la capa límite. Además, algunos depósitos como el CaCO_3 tienen una rugosidad relativamente baja y una pequeña conductividad térmica, por lo que su resistencia friccional será baja y su resistencia a la transferencia de calor será considerable (Eguía 1998).

El valor de esta variable depende directamente de las condiciones hidráulicas mantenidas en los tubos del intercambiador de calor-condensador (Girón 1997):

- **Velocidad del flujo de agua.** Determina la naturaleza de la biopelícula, la concentración de sólidos disueltos en su estructura y su compactación.
- **Caída de presión.** Aumenta con la reducción del diámetro efectivo del tubo debido a la adhesión de biofouling y la velocidad del flujo de agua.

En el cálculo de la resistencia friccional al fluido se empleó la Ecuación IV.1 (Eguía 1998):

$$f = \frac{2 \cdot d \cdot \Delta P}{L \cdot \delta \cdot V^2} \quad (\text{IV.1})$$

donde: f es la resistencia friccional al fluido (adimensional), d es el diámetro interior del tubo (m), ΔP es la caída de presión entre la entrada y la salida del tubo (Pa), L es la longitud del tubo (m), δ es la densidad del fluido (1025 kg/m³) y V es la velocidad del fluido (m/s).

IV.3.1.1.2. Resistencia a la transferencia de calor

En régimen turbulento representa la suma de la resistencia a la transmisión de calor por convección y conducción (Eguía et al. 2008a). Las variaciones de la resistencia térmica por convección son función del incremento de la rugosidad de la superficie, que a su vez aumentan el régimen turbulento en la capa límite, como consecuencia de la acumulación de depósitos de biofouling. Del mismo modo, considerando que la conductividad térmica de la pared del tubo permanece constante, las variaciones de la resistencia térmica por conducción se deben al efecto aislante de los sólidos disueltos en la biopelícula. Por lo tanto, los factores de los que depende su valor son los siguientes:

- **Espesor** de la capa de biofouling.
- **Rugosidad** de los depósitos de biofouling.
- **Conductividad térmica** de los depósitos.
- **Tipo de flujo del agua de refrigeración:** laminar o turbulento.
- **Gradiente de temperatura** en la dirección radial del tubo.

Para el cálculo de la resistencia de transferencia de calor se utilizó la Ecuación IV.2 (Eguía 1998):

$$R_f = \frac{A_t}{m \cdot \delta \cdot c_p \cdot \ln \left(\frac{T_{cond} - T_{entA/R}}{T_{cond} - T_{salA/R}} \right)} \quad (IV.2)$$

donde: R_f es la resistencia a la transferencia de calor ($m^2/K \text{ kW}$), A_t es el área cubierta por el biofouling (m^2), m es el caudal de agua (m^3/s), δ es la densidad del fluido (1025 kg/m^3), C_p es el calor específico a presión constante ($4,18 \text{ kJ/kg K}$), T_{cond} es la temperatura de agua de la carcasa (K), $T_{entA/R}$ es la temperatura de entrada del agua de refrigeración (K) y $T_{salA/R}$ es la temperatura de salida del agua de refrigeración (K).

IV.3.1.2. Medidas directas

Determinan la composición y el espesor de la biopelícula. El procedimiento de medida implica disponer de una probeta ubicada en un sistema portaprobetas (Figura IV.26) que permite tomar una muestra de la biopelícula adherida. Las probetas se construyeron del material y diámetro de los tubos del intercambiador de calor-condensador (Tabla IV.5).

	Longitud (cm)	Radio interior (cm)	M ₀ (g)
Probeta tubo 1. (AISI 316L)	6,433	0,500	23,4200
Probeta tubo 2. (AISI 316L)	6,402	0,508	20,5704
Probeta tubo 3. (AISI 316Ti)	6,413	0,508	22,2144
Probeta tubo 4. (AISI 316Ti)	6,419	0,520	23,0405
Probeta tubo 5. (AISI 316L)	6,422	0,508	21,3378
Probeta tubo 6. (AISI 316L)	6,411	0,510	20,7355
Probeta tubo 7. (AISI 316Ti)	6,411	0,505	21,1878
Probeta tubo 8. (AISI 316Ti)	6,419	0,510	21,2974

Tabla IV.5. Dimensiones y peso de las probetas utilizadas en la experimentación.

La extracción de la probeta se hizo con la planta parada, por lo que estas medidas se tomaron al final de cada fase experimental. Este procedimiento de cálculo es propio de una planta experimental y difícilmente aplicable a una planta real.

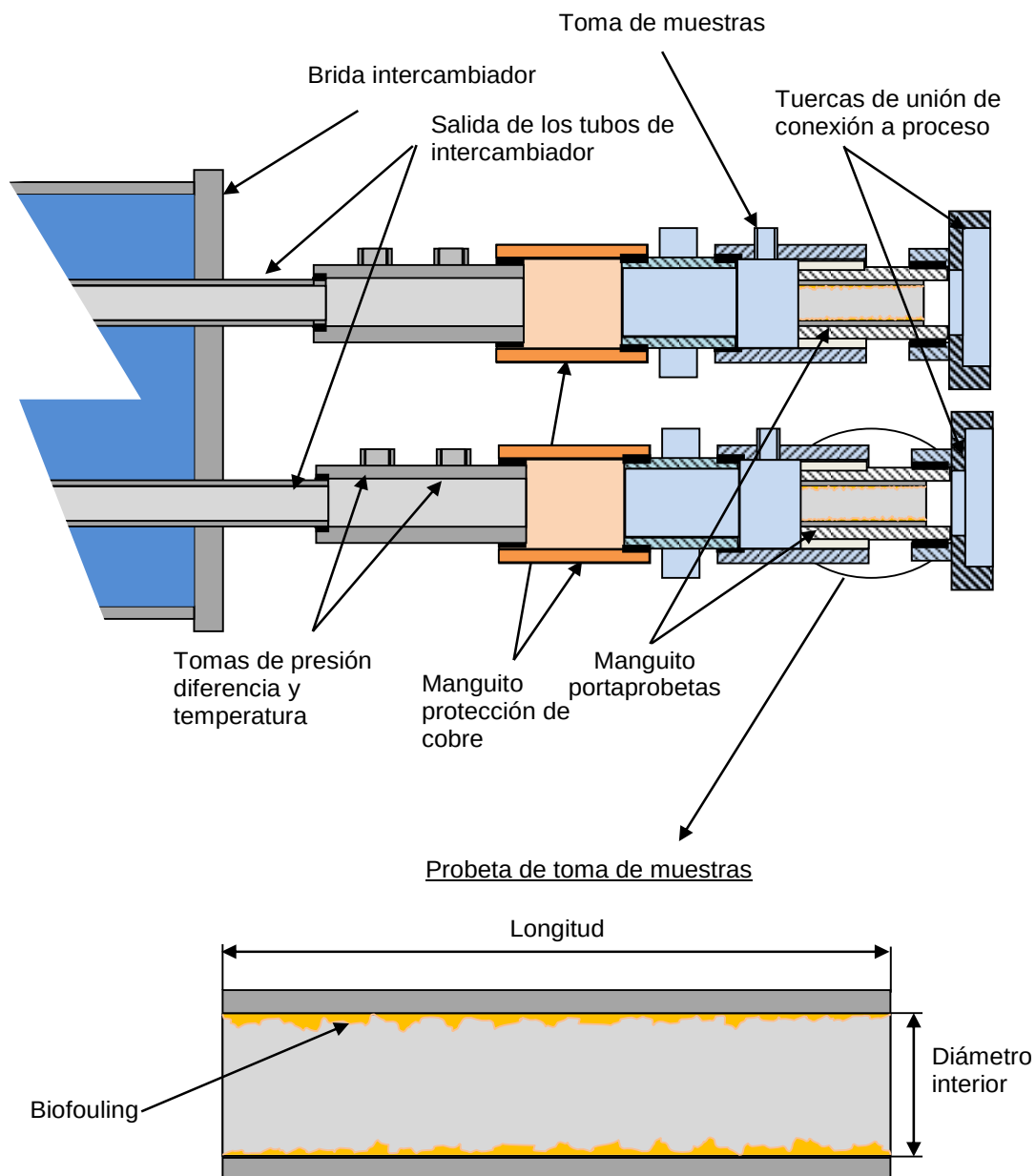


Figura IV.26. Disposición de las probetas a la salida de los tubos del intercambiador.

IV.3.1.2.1. Composición de la biopelícula

Para determinar la cantidad y composición de los depósitos que formaban la biopelícula adherida a la superficie interior de las probetas se siguió el siguiente procedimiento:

1. Pesar la probeta en condiciones de tubo limpio (M_0).

2. Pesar la probeta al final del ensayo (M_1).

$$M_1 - M_0 = \text{masa de biopelícula húmeda} \quad (\text{IV.3})$$

3. Estufar la probeta a 105°C durante 4 horas y pesar (M_2).

$$M_1 - M_2 = \text{agua} \quad (\text{IV.4})$$

4. Estufar la probeta aumentando progresivamente la temperatura hasta 600°C durante 12 horas y pesar (M_3).

$$M_2 - M_3 = \text{materia orgánica} \quad (\text{IV.5})$$

$$M_3 - M_0 = \text{materia inorgánica} \quad (\text{IV.6})$$

$$M_2 - M_0 = \text{total de sólidos disueltos} \quad (\text{IV.7})$$

IV.3.1.2.2. Espesor de la biopelícula

Considerando la densidad de la biopelícula sensiblemente igual a la del agua (Eguía 1998), conocidas las dimensiones de la probeta (Tabla IV.7) y la masa de biopelícula húmeda adherida (Ecuación IV.3):

$$\delta = \frac{\Delta M}{V} \quad (\text{IV.8})$$

donde: δ es la densidad de la biopelícula (1,025 g/cm³), ΔM es la masa de biopelícula húmeda adherida (g) y V es el volumen ocupado por la biopelícula adherida a la superficie interna del tubo (cm³).

El volumen ocupado por la biopelícula adherida a la superficie interna del tubo (Figura IV.27) será:

$$V = 2 \pi x r e \quad (IV.9)$$

Donde: x es la longitud de la probeta (cm), r es el radio interior de la probeta (cm) y e es el espesor de la biopelícula adherida (μm).

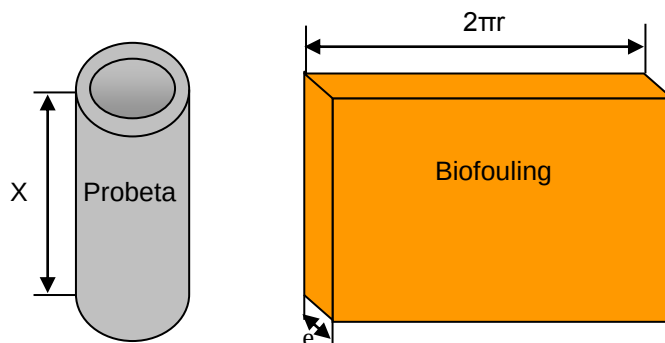


Figura IV.27. Desarrollo de la probeta de ensayo.

Entonces, el espesor de la biopelícula adherida será (Eguía 1998):

$$e = \frac{\Delta M}{2 \pi x r \delta} \cdot 10^4 \quad (IV.10)$$

IV.3.1.2.3. Instrumentación

IV.3.1.2.3.1. Báscula electrónica

En el proceso de pesaje de las probetas se utilizó una báscula MARK con una resolución de 0,01 g. El procedimiento fue el siguiente:

1. Encender la balanza presionando “ON”.
2. Presionar el botón “TARE” para poner a cero el display.
3. Colocar la probeta en el plato de acero inoxidable.
4. Leer el display de lectura de la medida y apuntarla.

IV.3.1.2.3.2. Horno de mufla

Las probetas se estufaron en un horno de mufla CARBOLITE modelo HTCR6/95. El procedimiento fue el siguiente:

1. Encender y fijar la temperatura de operación.
2. Introducir las probetas.
3. Esperar el tiempo establecido.
4. Retirar las probetas.

IV.3.1.3. Conductividad térmica aparente de la biopelícula

Representa la cantidad de calor transmitida a través de un material no homogéneo (biopelícula) en el que existe un gradiente de temperatura. Se calculó relacionando las medidas directas e indirectas según la Ecuación IV.11 (López-Galindo et al. 2010):

$$\lambda = \frac{e}{\Delta R_f} \quad (\text{IV.11})$$

donde: λ es la conductividad térmica aparente de la biopelícula (W/m K), e es el espesor de la biopelícula (m) y ΔR_f es el incremento de la resistencia a la transferencia de calor respecto a la condición de tubo limpio (m² K / W).

IV.3.1.4. Efectividad térmica de los tubos

La efectividad es la medida del rendimiento térmico de un intercambiador de calor. Representa la relación entre la transferencia de calor real y la máxima que puede alcanzarse en el proceso (Ecuación IV.12) (Ramesh & Dusan 2003):

$$\varepsilon = \frac{Q_{\text{real}}}{Q_{\text{max}}} \quad (\text{IV.12})$$

donde: ε es la efectividad térmica de los tubos del intercambiador de calor (adimensional), Q_{real} es la cantidad de calor aportada al proceso (W) y Q_{max} es la máxima cantidad de calor que puede aportarse (W).

Según Ramesh & Dusan 2003:

$$Q_{real} = \frac{A_0 \cdot \Delta t_m}{R_f} \quad (IV.13)$$

donde: A_0 es el área exterior del tubo (m^2), Δt_m es la temperatura media logarítmica (K) y R_f es la resistencia a la transferencia de calor (m^2 K/W)

siendo:

$$\Delta t_m = \Delta t_{lm} = \frac{\Delta t_1 - \Delta t_2}{\ln\left(\frac{\Delta t_1}{\Delta t_2}\right)} \quad (IV.14)$$

donde: Δt_1 es la diferencia entre la temperatura de entrada del agua caliente a la carcasa ($T_{entA/C}$) y la temperatura de salida del agua de refrigeración ($T_{salA/R}$) (K) y Δt_2 es la diferencia entre la temperatura de salida del agua caliente a la carcasa ($T_{salA/C}$) y la temperatura de entrada del agua de refrigeración ($T_{entA/R}$) (K).

$$Q_{max} = C_{min} \cdot (T_{entA/C} - T_{salA/R}) \quad (IV.15)$$

donde: C_{min} es el menor de los valores de la capacidad calorífica del agua de refrigeración ($C_{A/R}$) o de la capacidad calorífica del agua caliente ($C_{A/C}$) (W/K)

siendo:

$$C_{A/R} = m_{A/R} \cdot Cp_{A/R} \quad (IV.16)$$

donde: $m_{A/R}$ es el caudal del agua de refrigeración (kg/s) y $Cp_{A/R}$ es el calor específico a presión constante del agua de refrigeración (J/kg K).

y

$$C_{A/C} = m_{A/C} \cdot Cp_{A/C} \quad (IV.17)$$

donde: $m_{A/C}$ es el caudal de agua caliente (kg/s) y $Cp_{A/C}$ es el calor específico a presión constante del agua caliente (J/kg K).

IV.3.1.5. Área bajo la curva

El área bajo la curva (ABC) representa el área encerrada bajo la curva de una función $f(t)$. Matemáticamente se calcula integrando la función $f(t)$ para el intervalo de días que dura la experimentación (Fitzmaurice et al. 2004):

$$ABC_0^t = \int_0^t f(t) \cdot dt \quad (IV.18)$$

donde: ABC es el área bajo la curva de la función $f(t)$ entre 0 y t , t es el tiempo (días) y dt es el diferencial de t .

Para un cálculo aproximado puede utilizarse la “*regla trapezoidal*”. Este procedimiento consistió en dividir la curva de la función $f(t)$ en intervalos suficientemente pequeños como para que puedan considerarse lineales sin cometer errores significativos y determinar la suma de las áreas de cada uno de los trapecios formados con el eje x (Figura IV.27) (Iserles 2009).

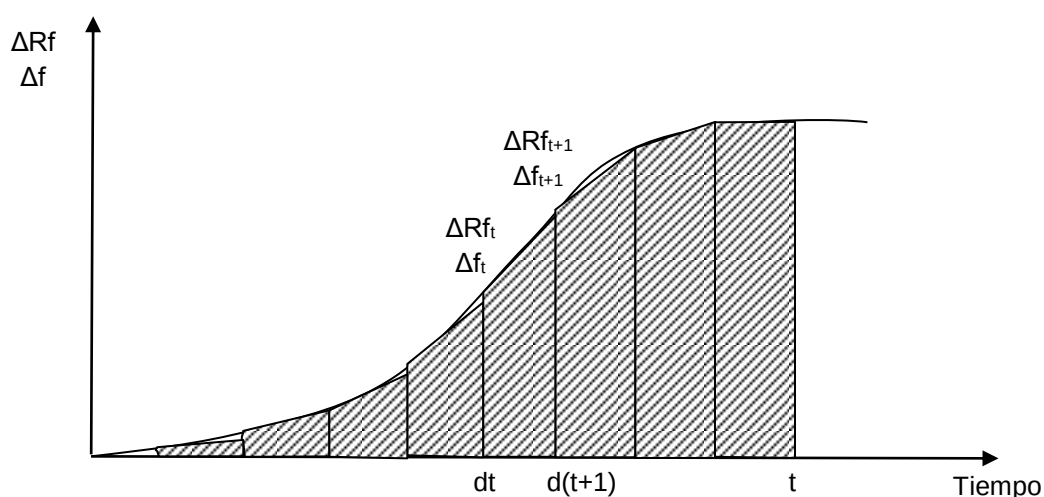


Figura IV.28. Representación gráfica de la regla trapezoidal para el cálculo del área bajo la curva.

Se utilizó para calcular el ABC de las funciones seguidas por los incrementos de las medidas indirectas f y R_f durante las distintas fases de la experimentación.

Por lo tanto:

$$ABC_0^t (\Delta f) = \sum_0^t \frac{\Delta f_{(t+1)} + \Delta f_t}{2} \cdot (d(t+1) - dt) \quad (IV.19)$$

donde: $ABC (\Delta f)$ es el área bajo la curva entre 0 y dt (adimensional x días) y Δf es el incremento de la resistencia friccional al fluido (adimensional).

$$ABC_0^t (\Delta R_f) = \sum_0^t \frac{\Delta R_{f(t+1)} + \Delta R_{f_t}}{2} \cdot (d(t+1) - dt) \quad (IV.20)$$

donde: $ABC (\Delta R_f)$ es el área bajo la curva entre 0 y dt ($m^2 K/kW$ x días) y ΔR_f es el incremento de la resistencia a la transmisión de calor ($m^2 K/kW$).

IV.3.1.6. Análisis estadístico

El cálculo estadístico se aplicó a las medidas indirectas (R_f y f) y se realizó mediante el procedimiento de la “prueba-t para muestras relacionadas” empleando el software IBM SPSS versión 15.0.1. Este procedimiento se usa para testar las hipótesis de que no hay diferencia entre las medias de dos muestras, suponiendo que los datos seguían una distribución normal. En el análisis se postularon las siguientes hipótesis (Visauta Vinacua 2007):

- Hipótesis nula (H_0). No hay diferencia entre las medias del tubo con tratamiento (μ_1) y sin tratamiento (μ_2), por lo que el tratamiento antifouling no tiene efecto ($\mu_1 = \mu_2$).
- Hipótesis alternativa (H_1). Hay diferencia significativa entre las medias del tubo con y sin tratamiento, por lo que el tratamiento antifouling tiene efecto ($\mu_1 \neq \mu_2$).

El procedimiento de análisis pasa por seleccionar la “*prueba-t para muestras relacionadas*” en la opción “*comparar medias*” en la pestaña “*analizar*” del menú del software SPSS (Figura IV.29).

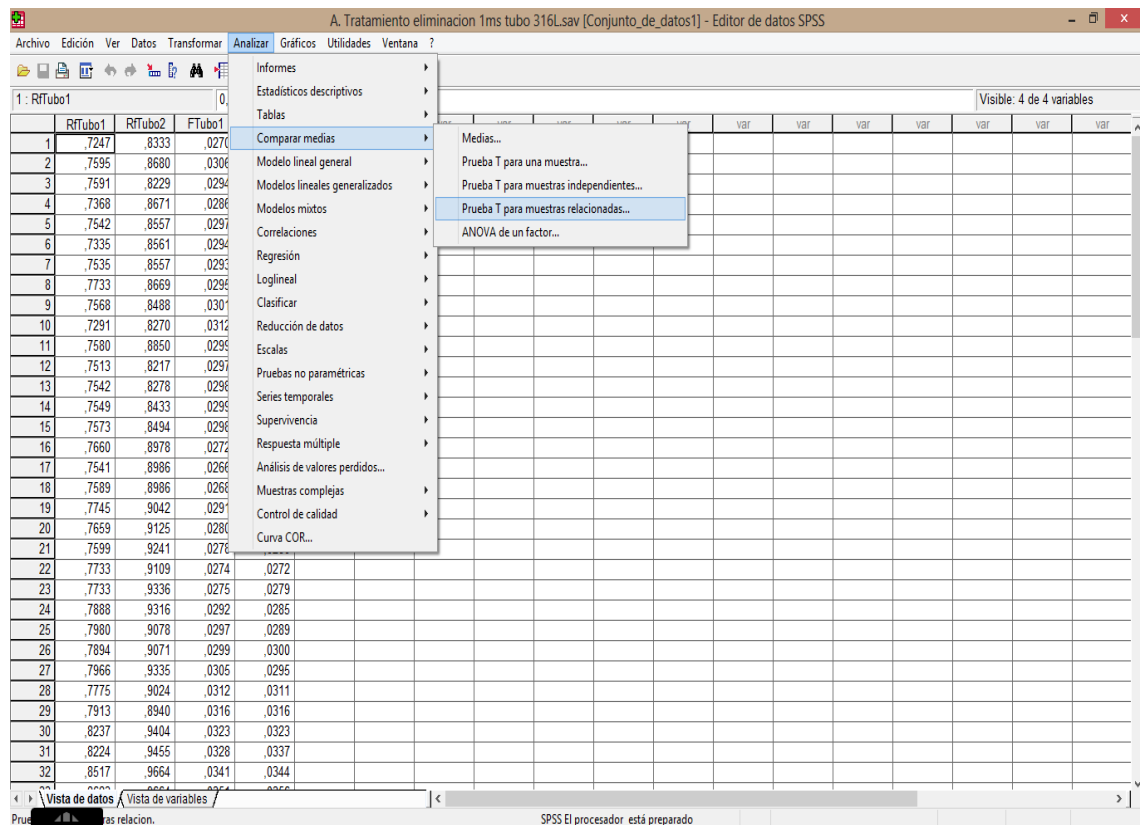


Figura IV.29. Ventana del software SPSS de selección de “*prueba-T para muestras relacionadas*”.

A continuación, se seleccionan las tablas de datos a comparar y el programa realiza los siguientes cálculos (Figura IV.30):

- **Diferencia media.**
- **Desviación estándar** de las diferencias.
- **Error estándar** de las diferencias.
- **Valor estadístico (t)** para un intervalo de confianza del 95%.
- **Grado de libertad (gl).**
- **Nivel crítico bilateral** (Sig. bilateral (p)). Valores para p de 0.05 se consideran estadísticamente significantes.

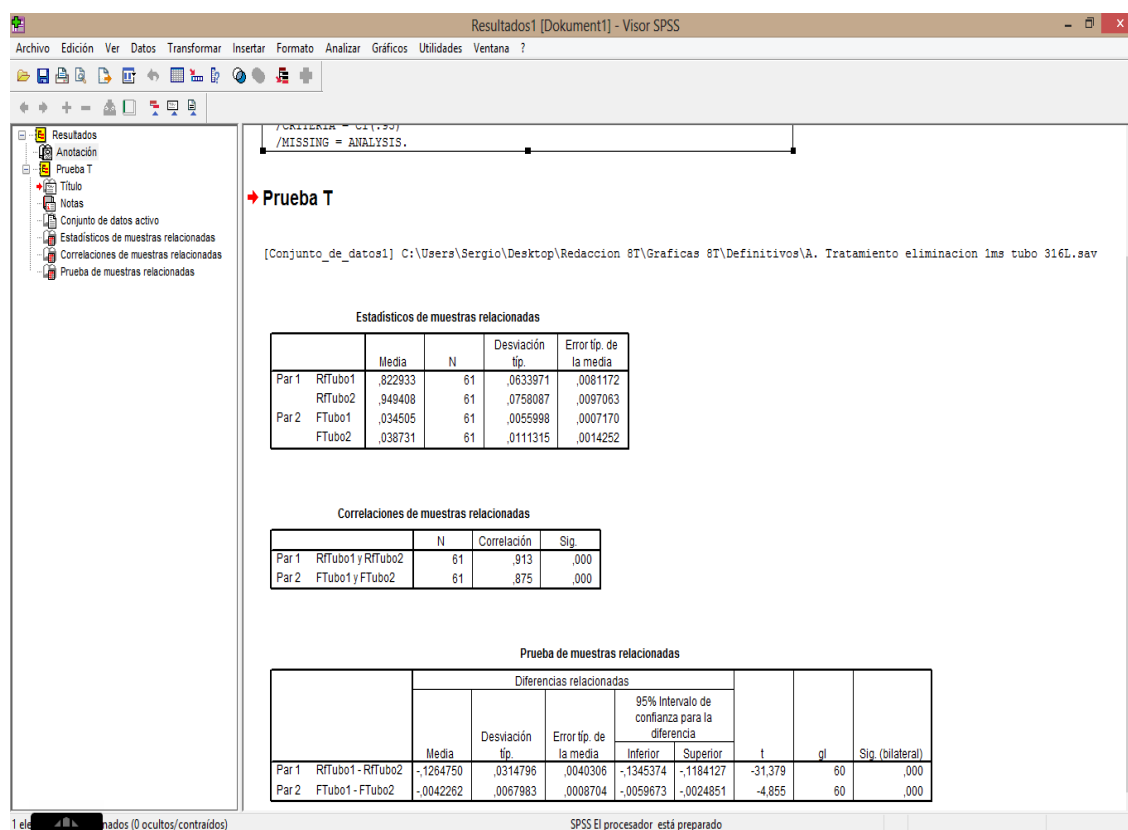


Figura IV.30. Ventana de resultados del análisis estadístico.

IV.3.1.7. Microscopía

La inspección visual de la biopelícula adherida a la superficie interna de los tubos se realizó con un microscopio trinocular estereoscópico MOTIC modelo SMZ-168 dotado de una cámara MOTICAM modelo 2300 que permitía capturar las imágenes a través de un PC. El procedimiento fue el siguiente:

1. Tomar la muestra húmeda o estufada.
2. Introducirla en el portamuestras.
3. Observarla a 0,75X, 1X, 2X, 3X, 4X y 5X.

IV.3.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA DE MAR

A lo largo de la experimentación se midieron diferentes características físico-químicas en el afluente y en el efluente, con el fin de valorar la influencia de los CEMs sobre la composición del agua de mar.

IV.3.2.1. pH y conductividad

El pH expresa el grado de acidez de una disolución acuosa midiendo la concentración de iones hidrogeno $[H^+]$ presentes en el agua (Nollet & De Gelder 2000).

La conductividad mide la resistencia que opone una disolución al paso de la corriente eléctrica. Su valor depende de la concentración y la movilidad de los iones presentes en la disolución (Nollet & De Gelder 2000).

IV.3.2.1.1. Instrumentación

Para medir el pH y la conductividad se empleó un electromedidor Crison modelo MM 41 (Figura IV.31).



Figura IV.31. Electromedidor de pH y conductividad (Crison instruments S.A. 2010).

Disponía de un canal de medida para pH, conductividad y temperatura simultáneamente, y otro para medir pH ó potencial redox ó ISE (electrodo ion selectivo). El equipo incluía dos soluciones tampón de 50 mL de pH 4,01 y de pH 7 para calibrar el electrodo de pH y otra solución de conductividad 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En la medida de pH se utilizó un electrodo modelo Crison 5014 (Figura IV.32a) relleno de electrolito líquido y compuesto por dos diafragmas.



Figura IV.32. (a) Electrodo de medición de pH y (b) célula de medida de conductividad (Crison instruments S.A. 2010).

Para medir la conductividad se utilizó una célula modelo Crison 5072 (Figura IV.32b) que disponía de un sensor de temperatura Pt100 para compensar la medida, pudiendo medir conductividades $<100 \mu\text{S}/\text{cm}$. El resultado se podía expresar como conductividad eléctrica (CE), salinidad (NaCl) o sólidos totales disueltos (STD).

IV.3.2.1.2. Método de medida

El procedimiento de medida fue el siguiente:

1. Calibrar el equipo con un patrón de solución tampón de pH conocido según la normativa DIN 19267.
2. Calibrar el equipo con un patrón de solución tampón de conductividad conocida según la normativa ASTM D1125-95.
3. Tomar una muestra de 100 mL de la disolución problema.
4. Dejar en reposo 5 minutos.
5. Sumergir el sensor de pH y la célula de conductividad en la muestra y presionar el botón “OK” para realizar la medición.
6. Registrar los datos de pH y conductividad que aparecen en el display.
7. Retirar la muestra y limpiar el electrodo y la célula.

IV.3.2.2. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto en el agua corresponde a la cantidad de oxígeno libre que no se encuentra combinado con el hidrogeno (formando agua) ni con los iones en disolución (Creus Solé 2012).

IV.3.2.2.1. Instrumentación

Para medir el oxígeno disuelto en el agua se utilizó un medidor portátil HACH Serie HQ30d (Figura IV.33) que disponía de una sonda de reconocimiento automático. Su principio de funcionamiento se basaba en las características de amortiguamiento de la emisión de la luz por parte de una reacción luminiscente en presencia de oxígeno. Para compensar las variaciones de temperatura disponía de termocompensadores que referían automáticamente la medida a una temperatura estándar.



Figura IV.33. Analizador y sonda de oxígeno disuelto (Hach Company 2006).

IV.3.2.2.2. Método de medida

El procedimiento de medida fue el siguiente:

1. Tomar una muestra de 100 ml de agua.
2. Sumergir la sonda en la muestra y presionar el botón de medida.
3. Registrar el dato mostrado en el display.
4. Retirar la sonda y limpiarla con agua destilada.

IV.3.2.3. Dureza total

Medida del estado de mineralización del agua que representa el contenido de metales alcalinotérreos (iones Ca^{2+} y Mg^{2+} procedentes de la disolución de rocas y minerales) y es un factor determinante a la hora de valorar su calidad química (Slowinski et al. 2012).

IV.3.2.3.1. Método de análisis

Se empleó el método definido en la norma ASTM D1126-92, basado en la formación de las quelometrías originadas por los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} con el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) a un pH determinado. El indicador NET (negro de Eriocromo T) determinó la valoración final (Bermejo 1963).

El proceso de análisis fue el siguiente:

1. Tomar 2 ml de agua de muestra en un matraz Erlenmeyer de 250 ml.
2. Añadir solución tampón pH 10 hasta que el pH de la muestra sea 10.
3. Diluir en 50 ml de agua destilada.
4. Añadir 1-2 gotas del indicador NET. En presencia de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} la solución se vuelve de color rosado.
5. Valorar con solución EDTA 0.01 M a la vez que se agita, hasta que vire de color rosado a azul (Figura IV.34).

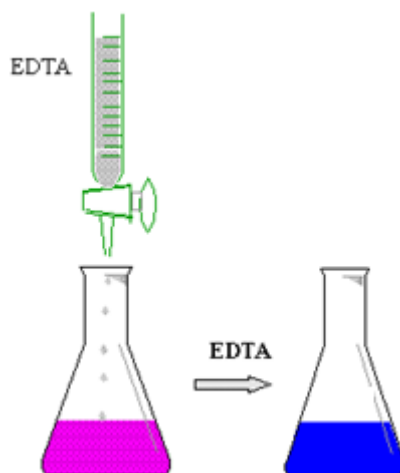


Figura IV.34. Método de análisis EDTA de la dureza total.

Equivalencia: 1 mL de EDTA 0.01 M = 0,4 mg de Ca

$$\text{Por lo tanto, Dureza (EDTA) como mg/L de Ca}^{2+} = \frac{V \cdot 0,4 \cdot 1000}{S} \quad (\text{IV.21})$$

donde: V es el volumen de disolución EDTA añadido (mL) y S es el volumen del agua de muestra analizada (ml).

IV.3.2.4. Contenido de calcio iónico

El calcio iónico es un indicador de la dureza del agua y de la cantidad de precipitados de CO_3^{2-} que pueden adherirse sobre los tubos.

IV.3.2.4.1. Instrumentación

El calcio iónico se midió con un cromatógrafo DIONEX modelo Dx-100 (Figura V.35) controlado por el software DIONEX AI-450. La cromatografía iónica es un método que permite la división de los iones y las moléculas polares, y se basa en las propiedades de las cargas electrostáticas de las moléculas (Weiss & Weiss 2005). De este modo, el cromatógrafo detectó la variación de la conductividad eléctrica en la muestra, haciéndola pasar por una serie de columnas de resinas sintéticas que separaban cromatográficamente los iones presentes. Las columnas de resinas estaban conectadas a una columna supresora que utilizaba eluyente para reducir la conductividad y así, aumentar la sensibilidad de detección del equipo. Como eluyente para determinar los aniones se utilizó una mezcla a bajas concentraciones de carbonato sódico (Na_2CO_3) y de bicarbonato sódico (NaHCO_3), mientras que para determinar los cationes se utilizó ácido metanosulfónico (CH_3SO_3).



Figura IV.35. Cromatógrafo Iónico DIONEX modelo Dx-100.

IV.3.2.4.2. Método de medida

El procedimiento de medida fue el siguiente:

1. Tomar 50 ml de agua de muestra.
2. Pulsar el interruptor general de encendido.
3. Abrir la válvula general de aporte de nitrógeno.
4. Abrir la válvula general de aporte de helio.
5. Comprobar que la válvula de paso de nitrógeno al regulador de presión está en "OFF".
6. Comprobar que los recipientes de eluyente tienen un volumen superior a 1/4 de su capacidad.
7. Comprobar que el interruptor "CONTROL" está en "LOCAL".
8. Comprobar que el mando "PUMP" está en "OFF".
9. Comprobar que el interruptor "LOW LIMIT" está en "OFF".
10. Poner el interruptor de la parte trasera de la interfase en "ON".
11. Arrancar el software DIONEX AI-450 y tomar lecturas.

IV.4. PLAN EXPERIMENTAL

El plan experimental se dividió en tres experimentos (A, B y C) en los que se evaluaron los CEMs aplicados como tratamiento antifouling del agua de mar utilizado como refrigerante en una planta piloto de intercambiadores de calor-condensadores tubulares. La experimentación tuvo una duración de 150 días en los que se estudió el crecimiento y la mitigación del biofouling en diferentes fases (Figura IV.36).

APLICACIÓN DE CAMPOS ELECTROMAGNETICOS PARA LA MITIGACION Y CONTROL DE LA PELICULA BIOLOGICA EN INTERCAMBIADORES DE CALOR TUBULARES REFRIGERADOS POR AGUA DE MAR

CRONOLOGIA EXPERIMENTAL

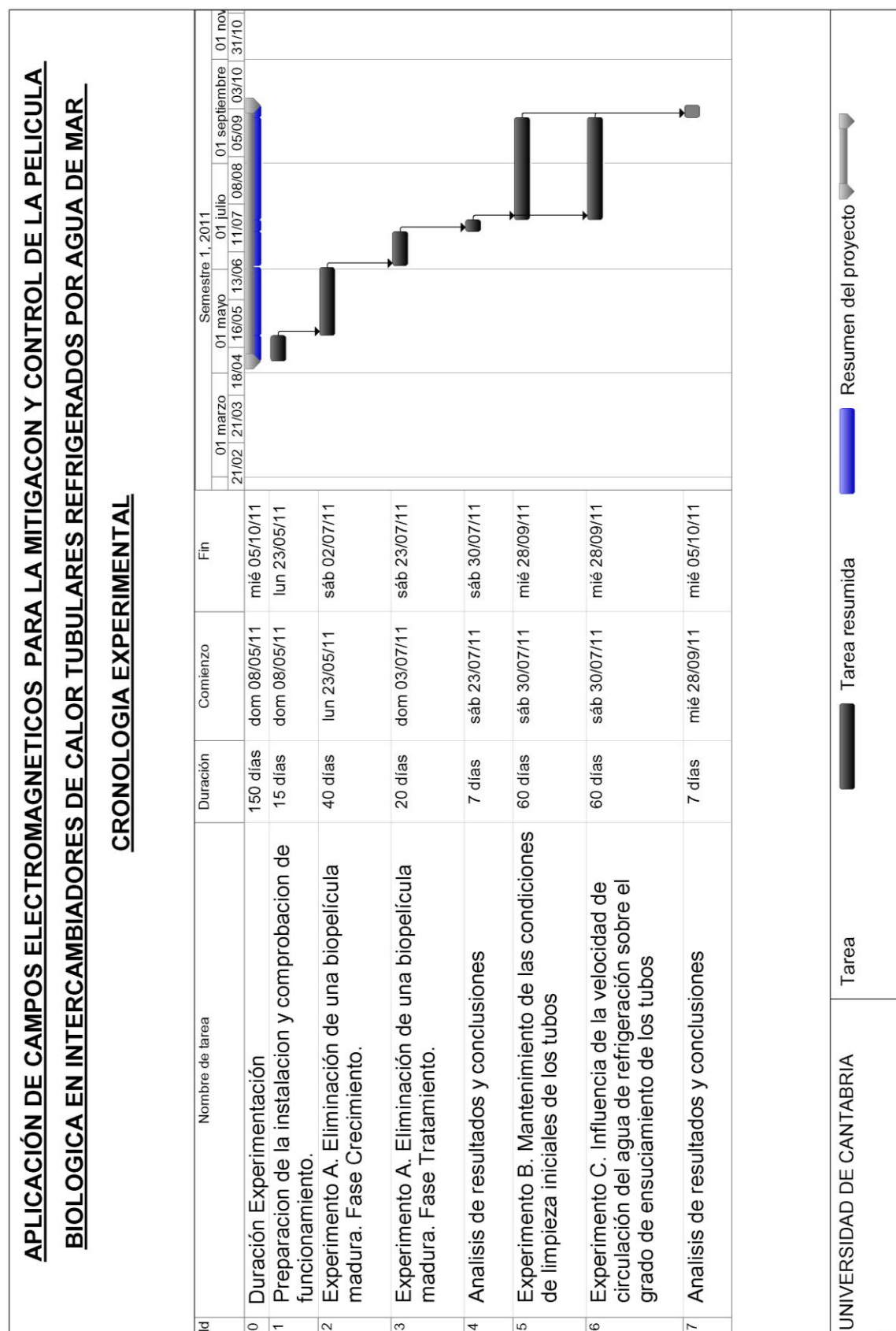


Figura IV.36. Cronología experimental.

IV.4.1. EXPERIMENTO A. ELIMINACIÓN DE UNA BIOPELÍCULA MADURA

El experimento se dividió en una primera fase de “crecimiento” en la que se permitió el desarrollo de la biopelícula hasta alcanzar su madurez. Una vez las variables experimentales indicaron que la biopelícula había alcanzado su grado de madurez, se inició una segunda fase de “tratamiento” en la que el agua de mar se trató con CEMs con el fin de eliminarla.

IV.4.1.1. Soporte material

El experimento se realizó en el Intercambiador 1, en tubos construidos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti (Figura IV.5)

IV.4.1.2. Periodo de experimentación

De mayo a julio del año 2011 coincidiendo con la época del año con mayor actividad biológica del agua de mar.

IV.4.1.3. Condiciones iniciales

Las tareas de acondicionamiento de la planta piloto previas al comienzo de la experimentación fueron las siguientes:

- Limpiar los tanques de servicio y decantación.
- Limpiar el interior de los tubos mediante sistemas off-line de limpieza manual con agua, limpieza mecánica con cepillos modelo GOODWAY NYLON modelo GTC-211 de 1/2" (Figura IV.37) y secado con aire.



Figura IV.37. Cepillo de nylon para limpieza mecánica de los tubos (Goodway Technologies 2013).

- Limpiar los filtros de aspiración del agua de mar de la bahía y del tanque de servicio.

Los parámetros de funcionamiento de la planta fueron los siguientes:

- Temperatura de entrada del agua de mar: $18 \pm 2^\circ\text{C}$.
- Temperatura de agua dulce de calefacción o de condensación: 36°C .
- Velocidad de circulación de agua de mar: 1 m/s.
- Caudal de agua dulce: $17 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Presión de agua de mar: 118 kPa.
- Presión de agua dulce: 47,1 kPa.
- Intensidad de CEM: 15 mT.

IV.4.1.4. Toma de datos

Los datos que permitieron calcular las variables experimentales se tomaron con la periodicidad mostrada en la Tabla IV.6.

Medida	Frecuencia
Caída de presión en el tubo (ΔP)	Horaria
Velocidad de flujo de agua (V)	Horaria
Temperatura de entrada del agua de mar ($T_{entA/R}$)	Horaria
Temperatura de salida del agua de mar ($T_{salA/R}$)	Horaria
Temperatura de entrada del agua caliente ($T_{entA/C}$)	Horaria
Temperatura de salida del agua caliente ($T_{salA/C}$)	Horaria

Tabla IV.6. Frecuencia en la toma de datos experimentales.

La frecuencia con la que se tomaron las características físico-químicas del agua de mar en el afluente y en el efluente se muestra en la Tabla IV.7.

Medida	Frecuencia
pH	Diaria
Conductividad	Diaria
O ₂ disuelto	Diaria
Dureza	Diaria
Ca ²⁺	Diaria

Tabla IV.7. Frecuencia de medida de las características físico-químicas del agua de mar.

IV.4.1.5. Fases experimentales

IV.4.1.5.1. Fase de crecimiento

Partiendo de la condición de tubo limpio se permitió el desarrollo de la biopelícula en los cuatro tubos de Intercambiador 1 hasta que las medidas indirectas (f y R_f) mostraron que la biopelícula se había estabilizado y por lo tanto había llegado a su etapa de madurez (40 días).

IV.4.1.5.2. Fase de tratamiento

Estabilizado el crecimiento de la biopelícula, se aplicó un tratamiento físico antifouling continuo con CEMs (20 días) al agua de refrigeración que circulaba por los tubos 1 (AISI 316L) y 4 (AISI 316Ti) para evaluar su efecto sobre el crecimiento de la biopelícula. Los tubos 2 (AISI 316L) y 3 (AISI 316Ti) se utilizaron como control sin tratamiento antifouling para comparar resultados.

IV.4.2. EXPERIMENTO B. MANTENIMIENTO DE LAS CONDICIONES DE LIMPIEZA INICIALES DE LOS TUBOS

El experimento constó de una única fase en la que el agua de mar de refrigeración se trató con el tratamiento físico antifouling con campos electromagnéticos desde el comienzo de la experimentación, con el fin de mantener las condiciones de limpieza iniciales de los tubos.

IV.4.2.1. Soporte material

El experimento se realizó en el Intercambiador 1, en tubos construidos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti (Figura IV.5)

IV.4.2.2. Periodo de experimentación

De agosto a octubre del año 2011 coincidiendo con la época del año con mayor actividad biológica del agua de mar.

IV.4.2.3. Condiciones iniciales

Las tareas de acondicionamiento de la planta piloto previas al comienzo de la experimentación fueron las siguientes:

- Limpiar los tanques de servicio y decantación.
- Limpiar el interior de los tubos mediante sistemas off-line de limpieza manual con agua, limpieza mecánica con cepillos modelo GOODWAY NYLON MOD. GTC-211 de 1/2" (Figura IV.37) y secado con aire.
- Limpiar los filtros de aspiración del agua de mar de la bahía y del tanque de servicio.

Los parámetros de funcionamiento de la planta fueron los siguientes:

- Temperatura de entrada del agua de mar: $21 \pm 2^{\circ}\text{C}$.
- Temperatura de agua dulce de calefacción o de condensación: 36°C .
- Velocidad de circulación de agua de mar: 1 m/s.
- Caudal de agua dulce: $17 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Presión de agua de mar: 118 kPa.
- Presión de agua dulce: 47,1 kPa.
- Intensidad del CEM: 15 mT.

IV.4.2.4. Toma de datos

Los datos que permitieron calcular las variables experimentales se tomaron con la periodicidad mostrada en la Tabla IV.6.

La frecuencia con la que se tomaron las características físico-químicas del agua de mar en el afluente y en el efluente se muestran en la Tabla IV.7.

IV.4.2.5. Fase experimental

El tratamiento físico antifouling continuo con CEMs se aplicó al agua de mar de refrigeración de los tubos 2 (AISI 316L) y 3 (AISI 316Ti) para evitar el desarrollo de la biopelícula y mantener la condición de tubo limpio durante los 60 días de experimentación. Los tubos 1 (AISI 316L) y 4 (AISI 316Ti) se utilizaron como tubos de control sin tratamiento antifouling para comparar resultados.

IV.4.3. EXPERIMENTO C. INFLUENCIA DE LA VELOCIDAD DE CIRCULACIÓN DEL AGUA DE REFRIGERACIÓN SOBRE EL GRADO DE ENSUCIAMIENTO DE LOS TUBOS

Para las condiciones de ensayo del experimento B, se varió la velocidad del flujo de agua de mar de refrigeración para evaluar su influencia sobre el proceso de crecimiento de la biopelícula y sobre la acción antifouling del tratamiento físico con campos electromagnéticos.

IV.4.3.1. Soporte material

El experimento se realizó en el Intercambiador 2, en tubos construidos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti (Figura IV.5)

IV.4.3.2. Periodo de experimentación

De agosto a octubre del año 2011 coincidiendo con la época del año con mayor actividad biológica del agua de mar.

IV.4.3.3. Condiciones iniciales

Las tareas de acondicionamiento de la planta piloto previas al comienzo de la experimentación fueron las siguientes:

- Limpiar los tanques de servicio y decantación.
- Limpiar el interior de los tubos mediante sistemas off-line de limpieza manual con agua, limpieza mecánica con cepillos modelo GOODWAY NYLON MOD. GTC-211 de 1/2" (Figura IV.37) y secado con aire.
- Limpiar los filtros de aspiración del agua de mar de la bahía y del tanque de servicio.

Los parámetros de funcionamiento de la planta fueron los siguientes:

- Temperatura de entrada del agua de mar: $21 \pm 1^\circ\text{C}$.
- Temperatura de agua dulce de calefacción o de condensación: 36°C .
- Velocidad de circulación de agua de mar: 1,6 m/s.
- Caudal de agua dulce: $17 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Presión de agua de mar: 118 kPa.
- Presión de agua dulce: 47,1 kPa.
- Intensidad de CEM: 15 mT.

IV.4.3.4. Toma de datos

Los datos que permitieron calcular las variables experimentales se tomaron con la periodicidad mostrada en la Tabla IV.6.

La frecuencia con la que se tomaron las características físico-químicas del agua de mar en el afluente y en el efluente se muestran en la Tabla IV.7.

IV.4.3.5. Fase experimental

El tratamiento antifouling con CEMs se aplicó al agua de mar de refrigeración de los tubos 5 (AISI 316L) y 8 (AISI 316Ti) con el fin del experimento B pero para una velocidad de flujo de agua de mar de refrigeración de 1,6 m/s. Los tubos 6 (AISI 316L) y 7 (AISI 316Ti) se utilizaron como control sin tratamiento AF para comparar resultados.

V. RESULTADOS

A continuación se muestran los resultados de las variables experimentales (apartado IV.3) obtenidas a partir de los datos tomados en la planta piloto para las condiciones de ensayo definidas en el plan experimental (apartado IV.4).

V.1. EXPERIMENTO A: **ELIMINACIÓN DE UNA BIOPELÍCULA MADURA**

El experimento se dividió en una primera fase de “crecimiento” de la biopelícula y una segunda fase de “tratamiento” en la que el agua de mar se trató con CEMs con el fin de eliminar la biopelícula adherida a la superficie interna de los tubos del intercambiador de calor-condensador.

V.1.1. FASE DE CRECIMIENTO

Durante esta fase se permitió el desarrollo de la biopelícula hasta alcanzar su madurez.

V.1.1.1. Tubo de acero inoxidable AISI 316L

Los tubos construidos con este material se identificaron como tubos 1 y 2.

V.1.1.1.1. Caracterización de la biopelícula

V.1.1.1.1.1. Medidas indirectas

Al final de la fase de crecimiento (día 40), el incremento respecto al valor inicial (día 0) de la variable R_f fue del 31% en el tubo 1 y del 25% en el tubo 2, mientras que el incremento de la variable f fue del 59% en el tubo 1 y del 70% en el tubo 2 (Tabla V.1).

Día	R_f		ΔR_f		$\%R_f$		f		Δf		$\%f$	
	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2
0	0,72	0,83	0,00	0,00	0,0	0,0	0,027	0,027	0,000	0,000	0,0	0,0
1	0,76	0,87	0,04	0,04	5,6	4,8	0,031	0,033	0,004	0,006	14,8	22,2
2	0,76	0,82	0,04	-0,01	5,6	-1,2	0,029	0,026	0,002	-0,001	7,4	-3,7
3	0,74	0,87	0,02	0,04	2,8	4,8	0,029	0,025	0,002	-0,002	7,4	-7,4
4	0,75	0,86	0,03	0,03	4,2	3,6	0,030	0,026	0,003	-0,001	11,1	-3,7
5	0,73	0,86	0,01	0,03	1,4	3,6	0,029	0,028	0,002	0,001	7,4	3,7
6	0,75	0,86	0,03	0,03	4,2	3,6	0,029	0,029	0,002	0,002	7,4	7,4
7	0,76	0,87	0,04	0,04	5,6	4,8	0,030	0,030	0,003	0,003	11,1	11,1
8	0,76	0,85	0,04	0,02	5,6	2,4	0,030	0,031	0,003	0,004	11,1	14,8
9	0,73	0,84	0,01	0,01	1,4	1,2	0,031	0,030	0,004	0,003	14,8	11,1
10	0,75	0,87	0,03	0,04	4,2	4,8	0,030	0,030	0,003	0,003	11,1	11,1
11	0,74	0,82	0,02	-0,01	2,8	-1,2	0,030	0,030	0,003	0,003	11,1	11,1
12	0,75	0,83	0,03	0,00	4,2	0,0	0,030	0,030	0,003	0,003	11,1	11,1
13	0,75	0,84	0,03	0,01	4,2	1,2	0,030	0,030	0,003	0,003	11,1	11,1
14	0,74	0,85	0,02	0,02	2,8	2,4	0,030	0,029	0,003	0,002	11,1	7,4
15	0,75	0,86	0,03	0,03	4,2	3,6	0,028	0,029	0,001	0,002	3,7	7,4
16	0,75	0,89	0,03	0,06	4,2	7,2	0,028	0,029	0,001	0,002	3,7	7,4
17	0,76	0,89	0,04	0,06	5,6	7,2	0,028	0,029	0,001	0,002	3,7	7,4
18	0,77	0,90	0,05	0,07	6,9	8,4	0,029	0,029	0,002	0,002	7,4	7,4
19	0,77	0,91	0,05	0,08	6,9	9,6	0,028	0,028	0,001	0,001	3,7	3,7
20	0,76	0,92	0,04	0,09	5,6	10,8	0,028	0,028	0,001	0,001	3,7	3,7
21	0,77	0,91	0,05	0,08	6,9	9,6	0,029	0,029	0,002	0,002	7,4	7,4
22	0,77	0,93	0,05	0,10	6,9	12,0	0,028	0,028	0,001	0,001	3,7	3,7
23	0,79	0,93	0,07	0,10	9,7	12,0	0,029	0,029	0,002	0,002	7,4	7,4
24	0,80	0,91	0,08	0,08	11,1	9,6	0,030	0,029	0,003	0,002	11,1	7,4
25	0,79	0,91	0,07	0,08	9,7	9,6	0,030	0,030	0,003	0,003	11,1	11,1
26	0,80	0,93	0,08	0,10	11,1	12,0	0,030	0,030	0,003	0,003	11,1	11,1
27	0,78	0,90	0,06	0,07	8,3	8,4	0,031	0,031	0,004	0,004	14,8	14,8
28	0,79	0,89	0,07	0,06	9,7	7,2	0,032	0,032	0,005	0,005	18,5	18,5
29	0,82	0,94	0,10	0,11	13,9	13,3	0,032	0,032	0,005	0,005	18,5	18,5
30	0,82	0,95	0,10	0,12	13,9	14,5	0,032	0,033	0,005	0,006	18,5	22,2
31	0,85	0,97	0,13	0,14	18,1	16,9	0,034	0,034	0,007	0,007	25,9	25,9
32	0,86	0,97	0,14	0,14	19,4	16,9	0,035	0,036	0,008	0,009	29,6	33,3
33	0,86	0,99	0,14	0,16	19,4	19,3	0,035	0,036	0,008	0,009	29,6	33,3
34	0,85	0,97	0,13	0,14	18,1	16,9	0,042	0,039	0,015	0,012	55,6	44,4
35	0,89	0,98	0,17	0,15	23,6	18,1	0,042	0,041	0,015	0,014	55,6	51,9
36	0,89	1,00	0,17	0,17	23,6	20,5	0,043	0,041	0,016	0,014	59,3	51,9
37	0,92	1,01	0,20	0,18	27,8	21,7	0,040	0,041	0,013	0,014	48,1	51,9
38	0,96	1,05	0,24	0,22	33,3	26,5	0,041	0,041	0,014	0,014	51,9	51,9
39	0,94	1,01	0,22	0,18	30,6	21,7	0,042	0,043	0,015	0,016	55,6	59,3
40	0,94	1,04	0,22	0,21	30,6	25,3	0,043	0,046	0,016	0,019	59,3	70,4

Tabla V.1. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316L.

La evolución de R_f (Figura V.1) y de f (Figura V.2) describió una curva sigmoideal característica definida por Eguía (1998) en la que se diferenciaron tres fases:

- 1. Fase de inducción.** Colonización bacteriana de la superficie. La evolución de R_f indica que esta fase duró 15 días, con incrementos del 4% para los dos en los tubos. En el caso de f , duró 22 días, con incrementos del 4% para los dos tubos. En esta fase se registraron valores negativos de R_f de hasta el 1% los días 2 y 11 en el tubo 2 y del 7% en f el día 3 en el tubo 2.
- 2. Fase de crecimiento exponencial.** Desarrollo de la biopelícula. R_f muestra que esta fase duró hasta el día 38, con incrementos del 33% en el tubo 1 y del 26% en el tubo 2. En el caso de f , duró hasta el día 36, con incrementos del 59% en el tubo 1 y del 52% en el tubo 2.
- 3. Fase de aplanamiento.** Equilibrio entre la mortalidad y el crecimiento de la biopelícula que supone que la curva de evolución de ambas variables se aplane. Al final de la experimentación, los valores de R_f se incrementaron el 31% en el tubo 1 y el 25% en el tubo 2, mientras que los de f , se incrementaron el 59% en el tubo 1 y el 70% en el tubo 2.

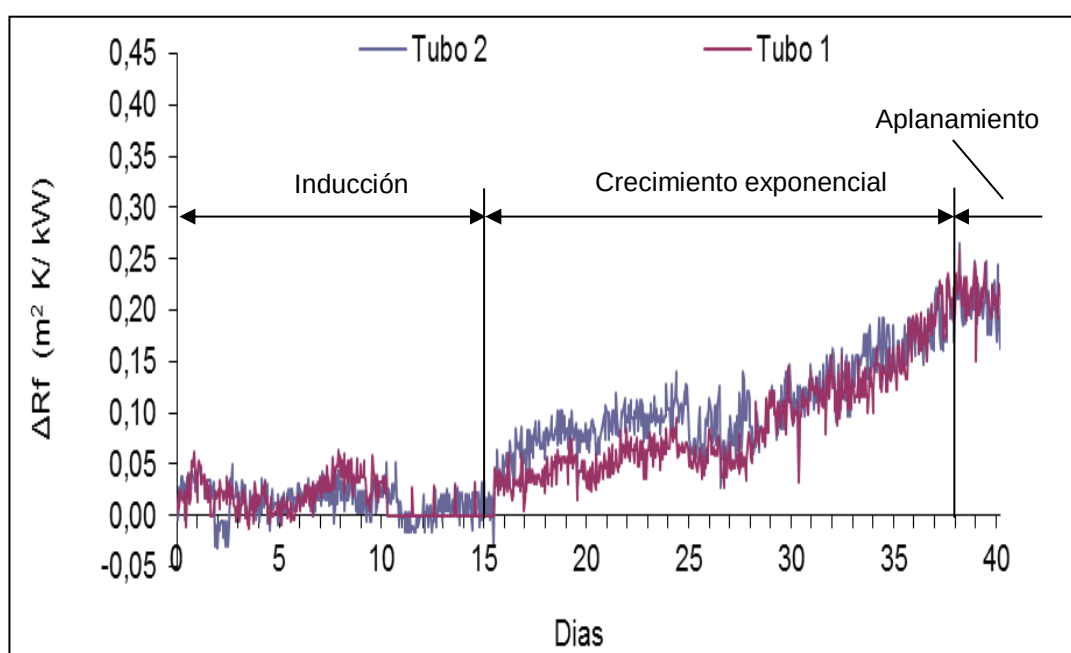


Figura V.1. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

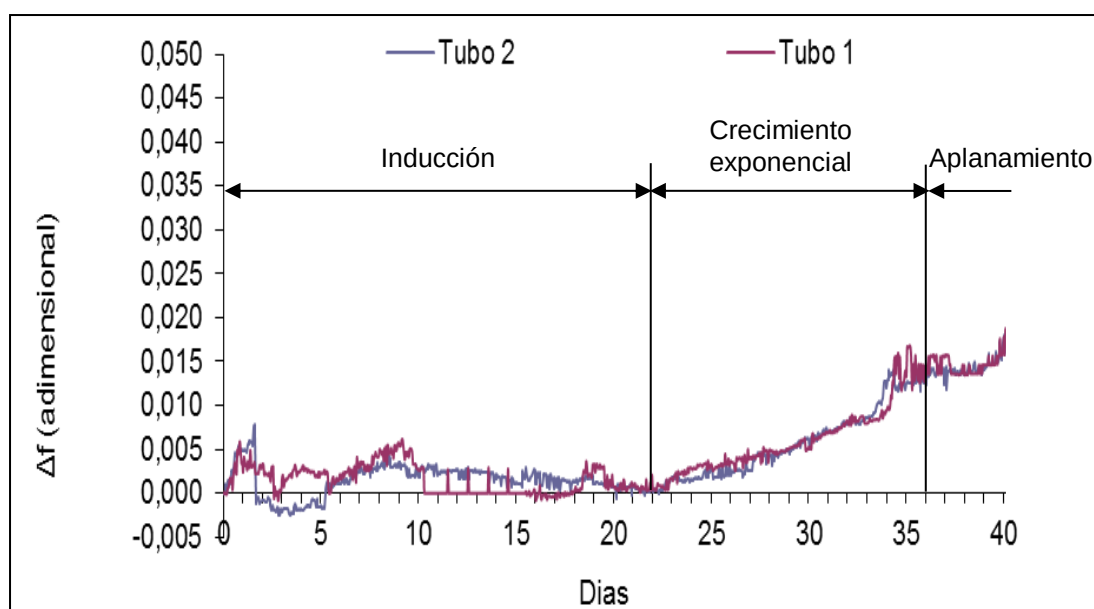


Figura V.2. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.1.1.2. Efectividad térmica de los tubos

La efectividad térmica fue inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor (Figura V.3). Un incremento de R_f del 31% se tradujo en una reducción de ε del 16% en el tubo 1, mientras que en el tubo 2, un incremento de R_f del 25% significó una reducción de ε del 14%.

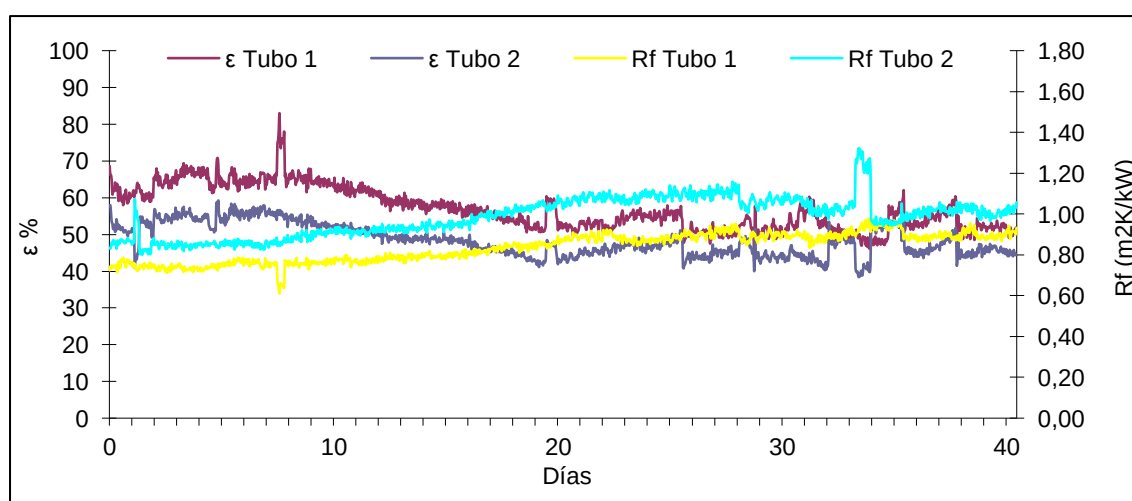


Figura V.3. Efectividad térmica (ε) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.1.1.3. Área bajo la curva

El ABC del ΔR_f durante la fase de crecimiento fue de $2,92 \text{ m}^2 \text{ K/kW} \times \text{día}$ para el tubo 1 y de $3,09 \text{ m}^2 \text{ K/kW} \times \text{día}$ para el tubo 2 lo que supone una diferencia del 5% entre ambos tubos (Figura V.4).

El ABC del Δf fue de $0,20 \times \text{día}$ para el tubo 1 y de $0,18 \times \text{día}$ para el tubo 2 (Figura V.5), representado una diferencia del 9%.

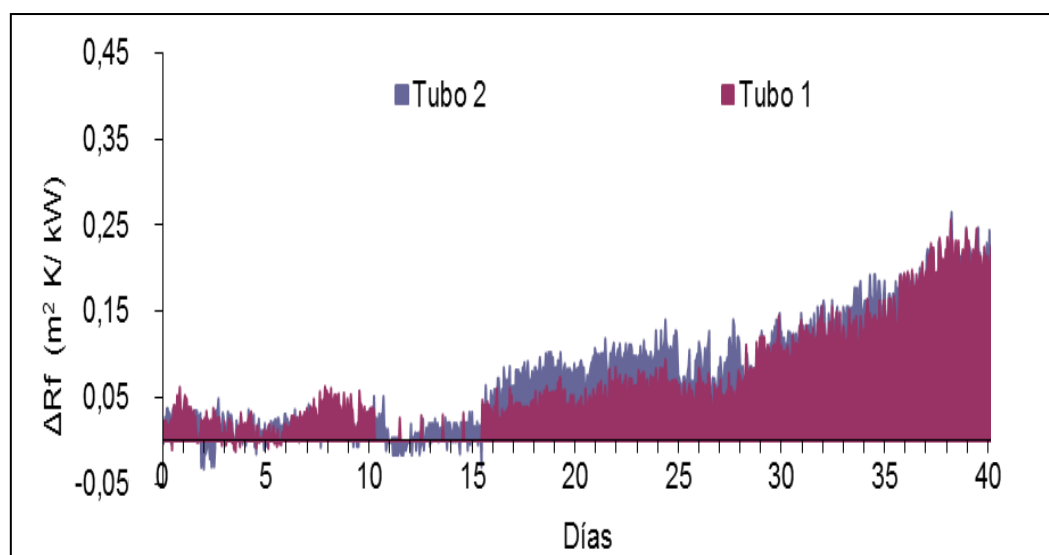


Figura V.4. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

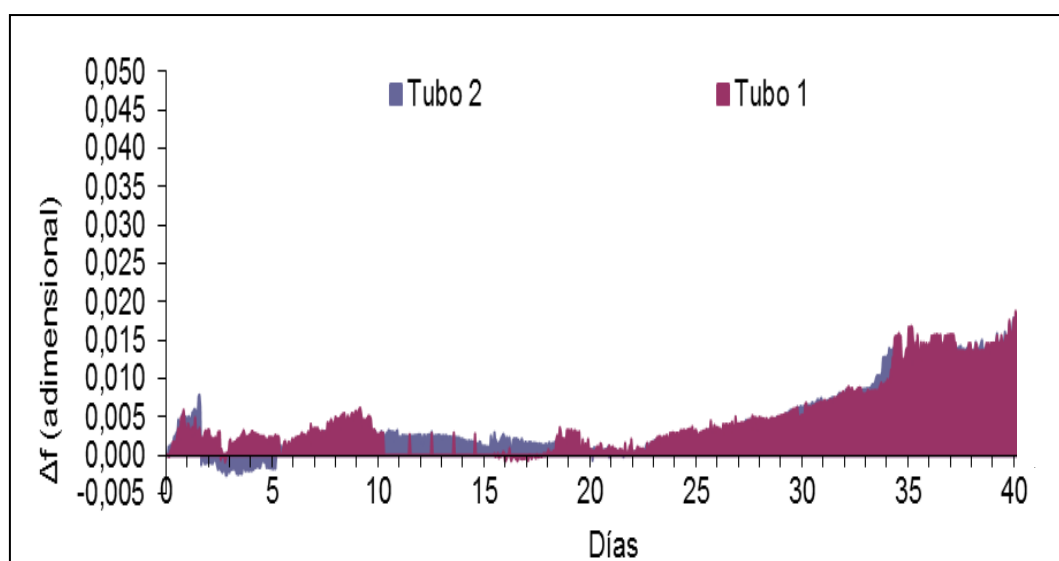


Figura V.5. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.1.2. Características físico-químicas del agua de mar

A continuación se muestran los resultados de las magnitudes físico-químicas medidas en el afluente y en el efluente de cada tubo.

V.1.1.1.2.1. pH

El pH medio del afluente durante la fase de crecimiento fue de 8,12. El valor medio del efluente en ambos tubos fue de 8,10, lo que representó una disminución media del 0,24% frente al valor medio del afluente (Figura V.6). Esta disminución del pH del agua de mar a su paso por el intercambiador de calor-condensador se debió fundamentalmente al incremento de temperatura experimentado ($\pm 4^{\circ}\text{C}$).

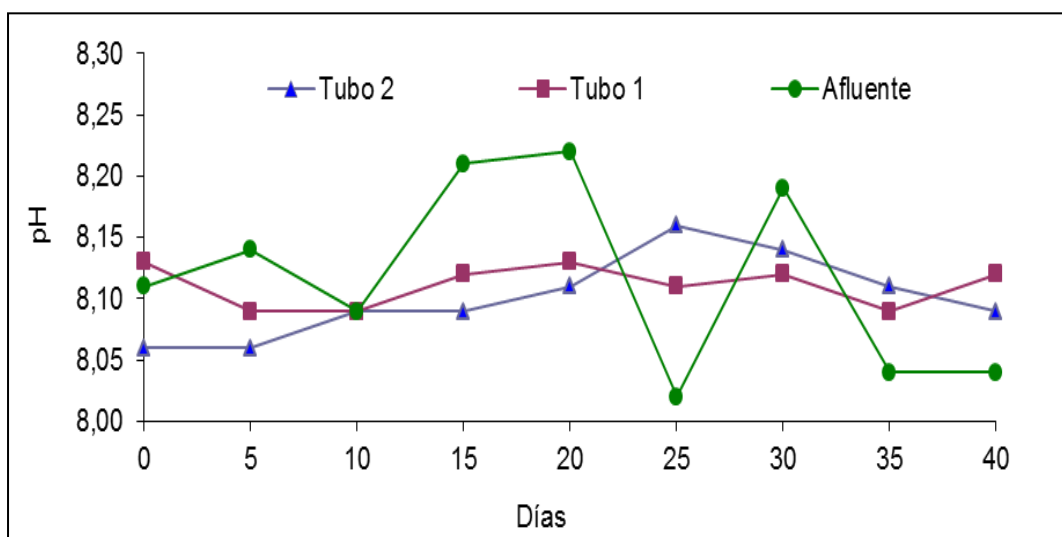


Figura V.6. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.1.2.2. Conductividad

La conductividad media del afluente durante la fase crecimiento fue de 54,9 mS/cm. El valor medio del efluente en ambos tubos fue de 51,8 mS/cm, lo que representó una disminución media del 5,6% frente al valor medio del afluente (Figura V.7). El factor determinante en esta variación fue el incremento de temperatura experimentado a su paso por el intercambiador de calor.

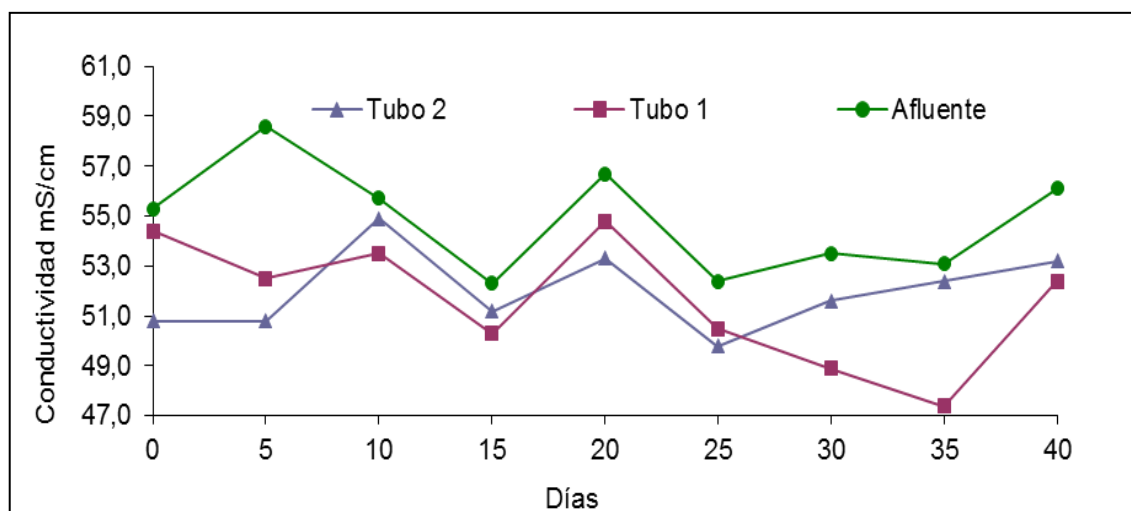


Figura V.7. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.1.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto medio del afluente durante la fase crecimiento fue de 8,33 mg/L. El valor medio del efluente en ambos tubos fue de 8,30 mg/L, lo que representó una disminución media del 0,36% frente al valor medio del afluente (Figura V.8). Esta diferencia se debió a la diferencia de temperaturas entre afluente y efluentes.

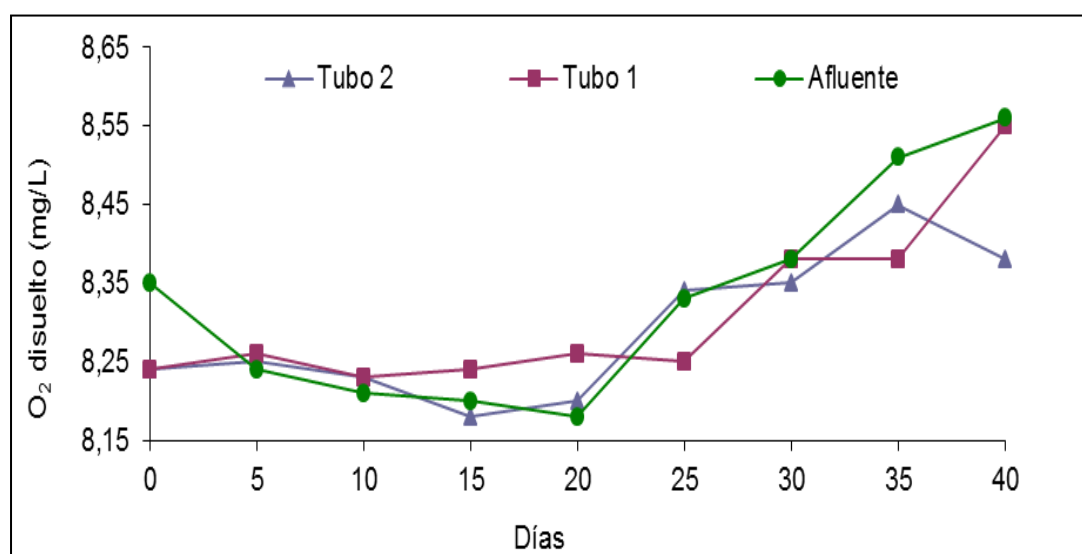


Figura V.8. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.1.2.4. Dureza total

La dureza total media del afluente durante la fase crecimiento fue de 2659 mg/L. El valor medio del efluente en el tubo 1 fue de 2583 mg/L, lo que representó una disminución media del 2,85% frente al valor medio del afluente (Figura V.9). El valor medio del efluente en el tubo 2 fue de 2585 mg/L, lo que representó una disminución media del 2,78% frente al valor medio del afluente. Estas disminuciones cabe interpretarlas como que a su paso por el intercambiador de calor-condensador los iones disueltos en el agua de mar precipitaron de manera natural debido a las características del propio proceso.

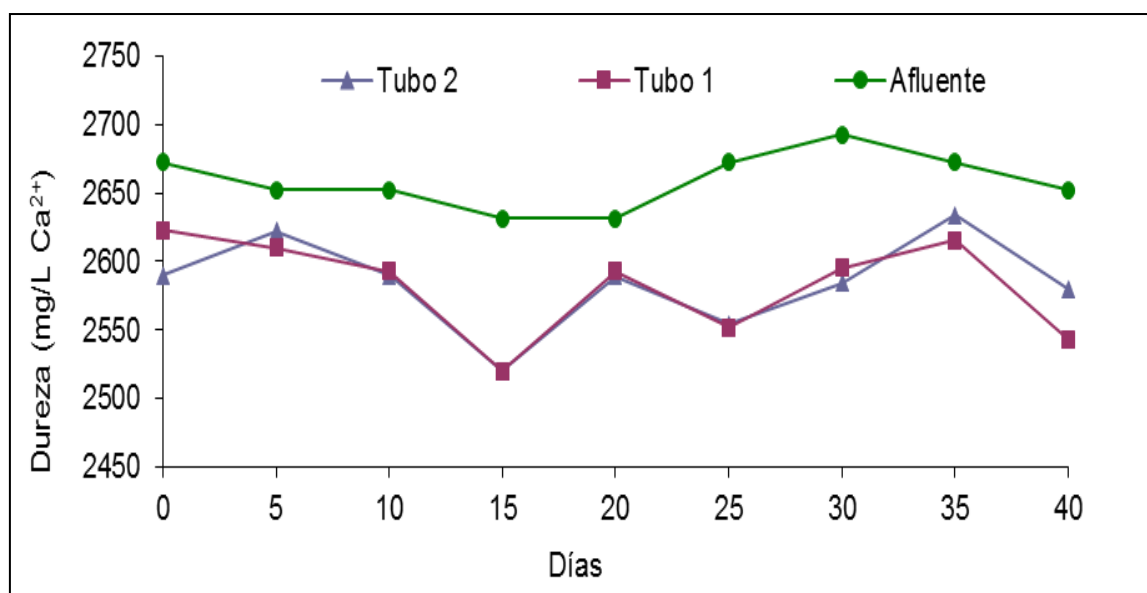


Figura V.9. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.1.2.5. Contenido de calcio iónico

El calcio iónico medio del afluente durante la fase de crecimiento fue de 346 mg/L. El valor medio del efluente en ambos tubos fue de 336 mg/L, lo que representó una disminución media del 2,9% frente al valor medio del afluente (Figura V.10). Esta disminución supone que los iones Ca^{2+} precipitaron de manera natural debido a las características del propio proceso.

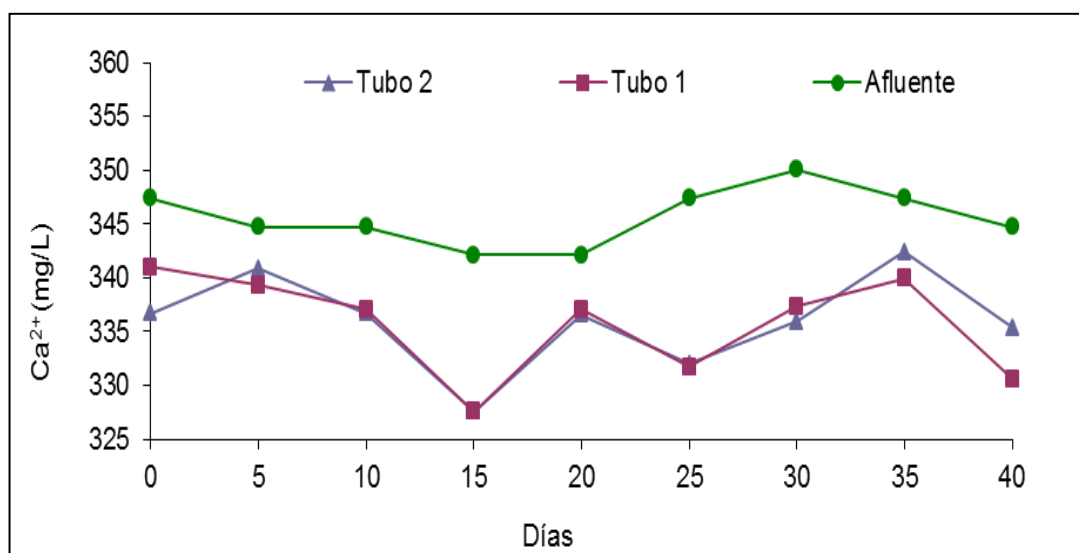


Figura V.10. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.2. Tubo de acero inoxidable AISI 316Ti

Los tubos construidos en este material se identificaron como tubos 3 y 4.

V.1.1.2.1. Caracterización de la biopelícula

V.1.1.2.1.1. Medidas indirectas

Al final de la fase de crecimiento (día 40), el incremento respecto al valor inicial (día 0) de la variable R_f fue del 35% en el tubo 3 y del 37% en el tubo 4, mientras que el incremento de la variable f fue del 67% en el tubo 3 y del 72% en el tubo 4 (Tabla V.2).

Días	R_f		ΔR_f		% R_f		f		Δf		% f	
	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4
0	1,01	0,86	0,00	0,00	0,0	0,0	0,043	0,039	0,000	0,000	0,0	0,0
1	1,01	0,92	0,00	0,06	0,0	7,0	0,035	0,039	-0,008	0,000	-18,6	0,0
2	1,01	0,87	0,00	0,01	0,0	1,2	0,035	0,036	-0,008	-0,003	-18,6	-7,7
3	1,03	0,88	0,02	0,02	2,0	2,3	0,044	0,035	0,001	-0,004	2,3	-10,3
4	1,03	0,91	0,02	0,05	2,0	5,8	0,042	0,039	-0,001	0,000	-2,3	0,0
5	0,97	0,92	-0,04	0,06	-4,0	7,0	0,044	0,038	0,001	-0,001	2,3	-2,6
6	1,02	0,93	0,01	0,07	1,0	8,1	0,043	0,046	0,000	0,007	0,0	17,9
7	1,03	0,90	0,02	0,04	2,0	4,7	0,050	0,049	0,007	0,010	16,3	25,6
8	1,03	0,91	0,02	0,05	2,0	5,8	0,050	0,049	0,007	0,010	16,3	25,6
9	1,06	0,91	0,05	0,05	5,0	5,8	0,048	0,045	0,005	0,006	11,6	15,4
10	1,07	0,94	0,06	0,08	5,9	9,3	0,048	0,043	0,005	0,004	11,6	10,3
11	1,11	0,97	0,10	0,11	9,9	12,8	0,049	0,043	0,006	0,004	14,0	10,3
12	1,10	0,97	0,11	0,11	10,9	12,8	0,049	0,042	0,006	0,003	14,0	7,7
13	1,09	1,00	0,08	0,14	7,9	16,3	0,049	0,041	0,006	0,002	14,0	5,1
14	1,16	1,00	0,15	0,14	14,9	16,3	0,050	0,044	0,007	0,005	16,3	12,8
15	1,16	1,04	0,15	0,18	14,9	20,9	0,050	0,045	0,007	0,006	16,3	15,4
16	1,20	1,08	0,19	0,22	18,8	25,6	0,053	0,048	0,010	0,009	23,3	23,1
17	1,22	1,08	0,21	0,22	20,8	25,6	0,056	0,052	0,013	0,013	30,2	33,3
18	1,23	1,05	0,22	0,19	21,8	22,1	0,059	0,054	0,016	0,015	37,2	38,5
19	1,26	1,19	0,25	0,33	24,8	38,4	0,061	0,056	0,018	0,017	41,9	43,6
20	1,24	1,11	0,23	0,25	22,8	29,1	0,065	0,060	0,022	0,021	51,2	53,8
21	1,30	1,11	0,29	0,25	28,7	29,1	0,068	0,064	0,025	0,025	58,1	64,1
22	1,26	1,12	0,25	0,26	24,8	30,2	0,071	0,069	0,028	0,030	65,1	76,9
23	1,30	1,21	0,29	0,35	28,7	40,7	0,076	0,075	0,033	0,036	76,7	92,3
24	1,34	1,15	0,33	0,29	32,7	33,7	0,082	0,077	0,039	0,038	90,7	97,4
25	1,25	1,21	0,24	0,35	23,8	40,7	0,087	0,081	0,044	0,042	102,3	107,7
26	1,30	1,17	0,29	0,31	28,7	36,0	0,083	0,079	0,040	0,040	93,0	102,6
27	1,25	1,13	0,24	0,27	23,8	31,4	0,085	0,081	0,042	0,042	97,7	107,7
28	1,23	1,12	0,22	0,26	21,8	30,2	0,086	0,079	0,043	0,040	100,0	102,6
29	1,29	1,06	0,28	0,20	27,7	23,3	0,087	0,081	0,044	0,042	102,3	107,7
30	1,27	1,12	0,26	0,26	25,7	30,2	0,078	0,067	0,035	0,028	81,4	71,8
31	1,27	1,17	0,26	0,31	25,7	36,0	0,078	0,067	0,035	0,028	81,4	71,8
32	1,29	1,15	0,28	0,29	27,7	33,7	0,080	0,072	0,037	0,033	86,0	84,6
33	1,28	1,11	0,27	0,25	26,7	29,1	0,075	0,068	0,032	0,029	74,4	74,4
34	1,34	1,11	0,33	0,25	32,7	29,1	0,074	0,069	0,031	0,030	72,1	76,9
35	1,30	1,11	0,29	0,25	28,7	29,1	0,073	0,064	0,030	0,025	69,8	64,1
36	1,33	1,09	0,32	0,23	31,7	26,7	0,072	0,062	0,029	0,023	67,4	59,0
37	1,28	1,19	0,27	0,33	26,7	38,4	0,075	0,063	0,032	0,024	74,4	61,5
38	1,31	1,17	0,30	0,31	29,7	36,0	0,077	0,067	0,034	0,028	79,1	71,8
39	1,32	1,21	0,31	0,35	30,7	40,7	0,076	0,066	0,033	0,027	76,7	69,2
40	1,36	1,18	0,35	0,32	34,7	37,2	0,072	0,067	0,029	0,028	67,4	71,8

Tabla V.2. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti.

La evolución de R_f (Figura V.11) y f (Figura V.12) describió la curva sigmoideal característica descrita en el apartado V.1.1.1.1.1. Durante la fase de inducción, la evolución de R_f indica que esta fase duró 8 días, con incrementos del 2% en el tubo 3 y del 6% en el tubo 4. En el caso de f , duró 12 días, con incrementos del 14% en el tubo 3 y del 8% en el tubo 4. En esta fase se registraron valores negativos de R_f de hasta el 4% el día 5 en el tubo 3 y del 19% en f los días 1 y 2 en el tubo 3, y del 10% el día 3 en el tubo 4.

La fase de crecimiento exponencial duró hasta el día 25 para R_f , con incrementos del 24% en el tubo 3 y del 41% en el tubo 4. En el caso de f , duro hasta el día 26, con incrementos del 93% para el tubo 3 y del 103% para el tubo 4. Al final de la experimentación, los valores de R_f se incrementaron el 35% en el tubo 3 y el 37% en el tubo 4, mientras que los de f , se incrementaron el 67% en el tubo 3 y el 72% en el tubo 4.

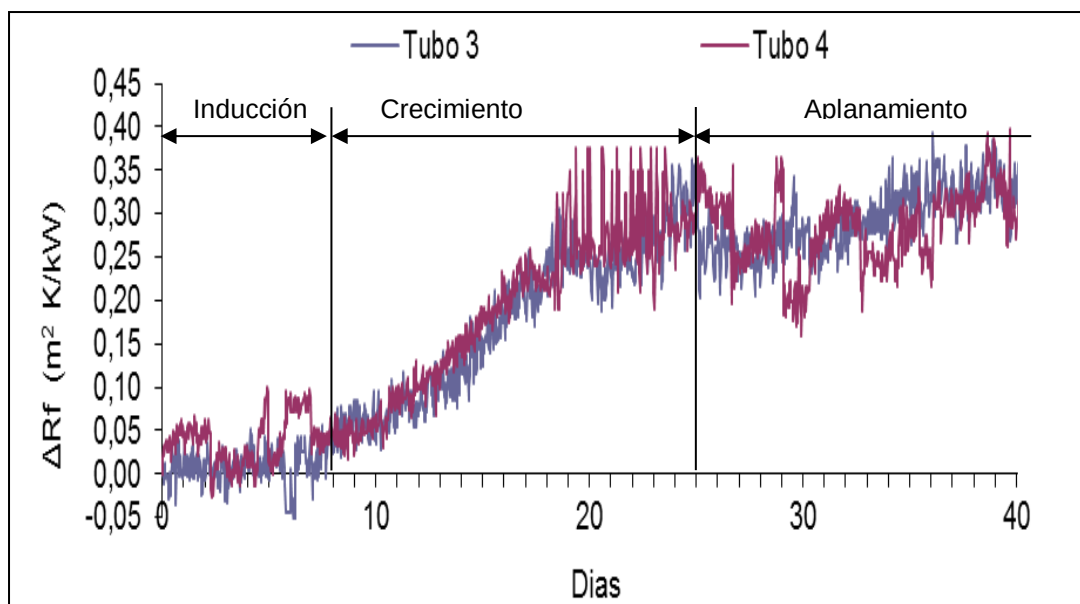


Figura V.11. Resistencia a la transferencia de calor (ΔR_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

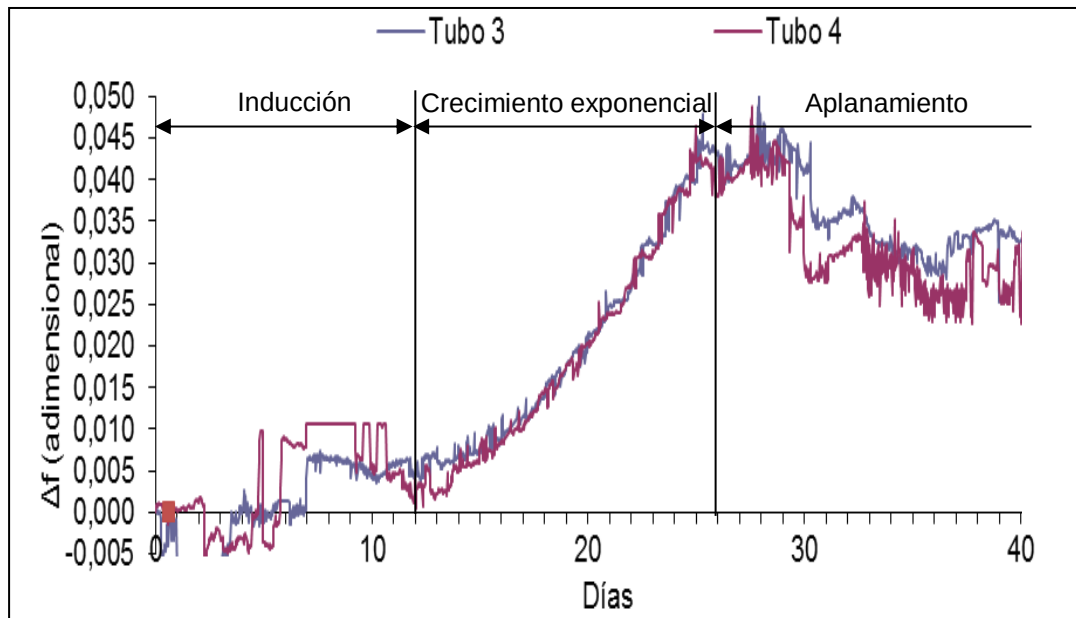


Figura V.12. Resistencia friccional al fluido (Δf) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.2.1.2. Efectividad térmica de los tubos

La efectividad térmica fue inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor (Figura V.13). Un incremento de R_f del 35% se tradujo en una reducción de ε del 10% en el tubo 3, mientras que en el tubo 4, un incremento de R_f del 37% significó una reducción de ε del 12%

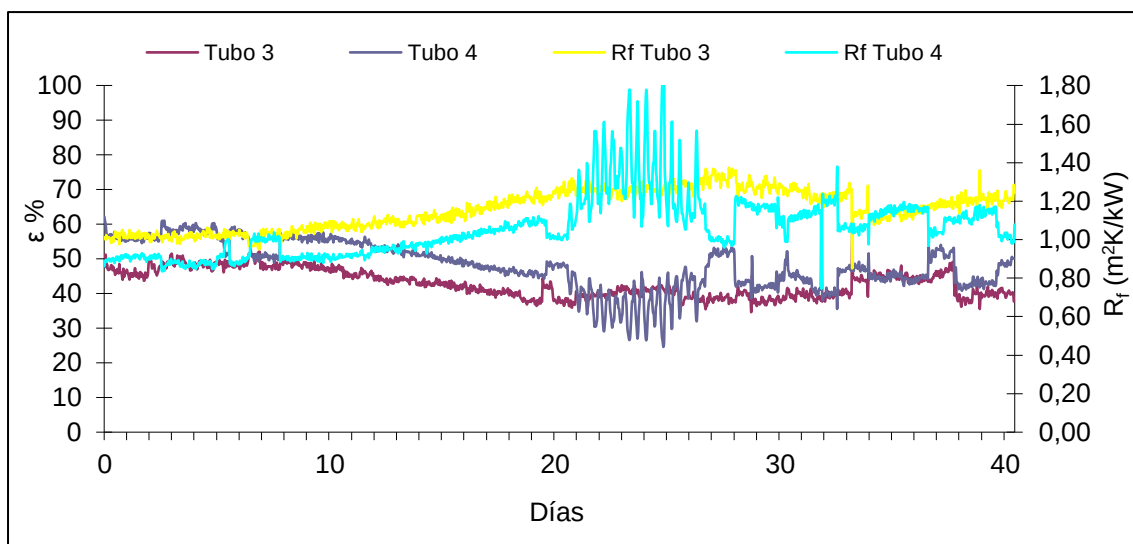


Figura V.13. Efectividad térmica (ε) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.2.1.3. Área bajo la curva

El ABC del ΔR_f durante la fase de crecimiento fue de $6,96 \text{ m}^2 \text{ K/kW} \times \text{día}$ para el tubo 3 y de $7,46 \text{ m}^2 \text{ K/kW} \times \text{día}$ para el tubo 4, lo que supone una diferencia del 7% entre ambos tubos (Figura V.14).

El ABC del Δf fue de $0,77 \times \text{día}$ para el tubo 3 y de $0,73 \times \text{día}$ para el tubo 4 (Figura V.15), representando una diferencia del 5%.

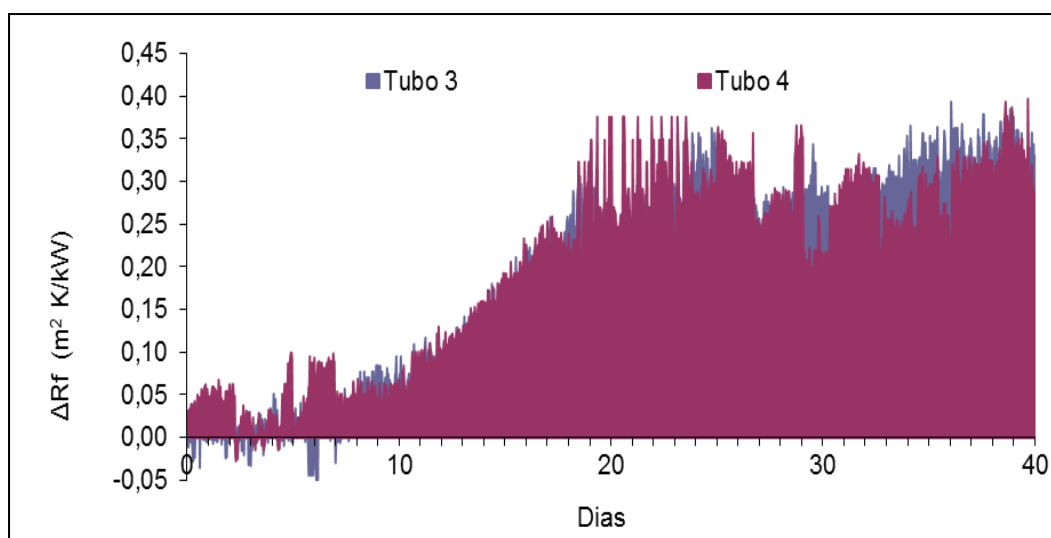


Figura V.14. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

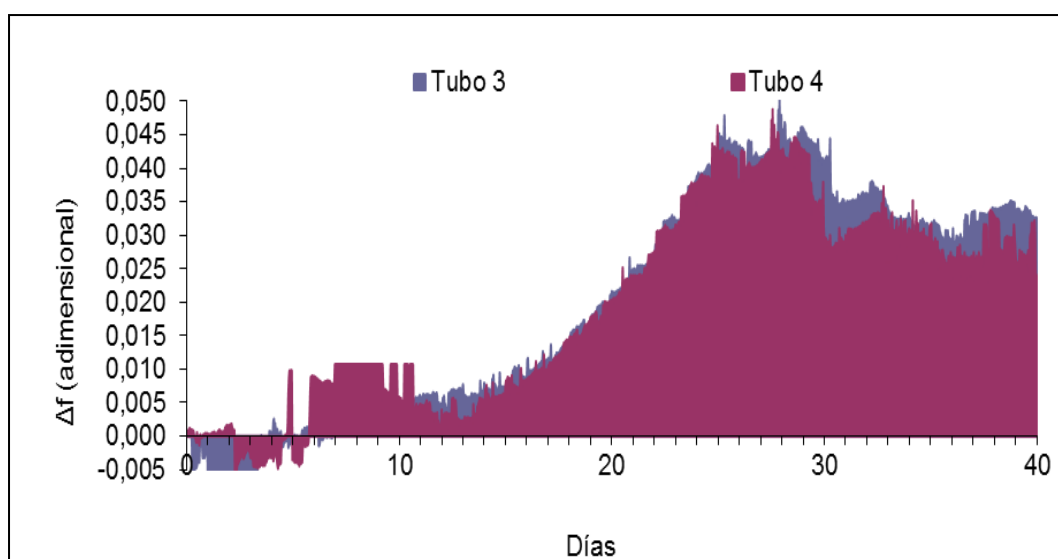


Figura V.15. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.2.2. Características físico-químicas del agua de mar

A continuación se muestran los resultados de las magnitudes físico-químicas medidas en el afluente y en el efluente de cada tubo.

V.1.1.2.2.1. pH

El pH medio del afluente durante la fase de crecimiento fue de 8,12. El valor medio del efluente en ambos tubos fue de 8,105, lo que representó una disminución media del 0,18% frente al valor medio del afluente (Figura V.16). Esta disminución del pH del agua de mar a su paso por el intercambiador de calor-condensador se debió fundamentalmente al incremento de temperatura experimentado ($\pm 4^{\circ}\text{C}$).

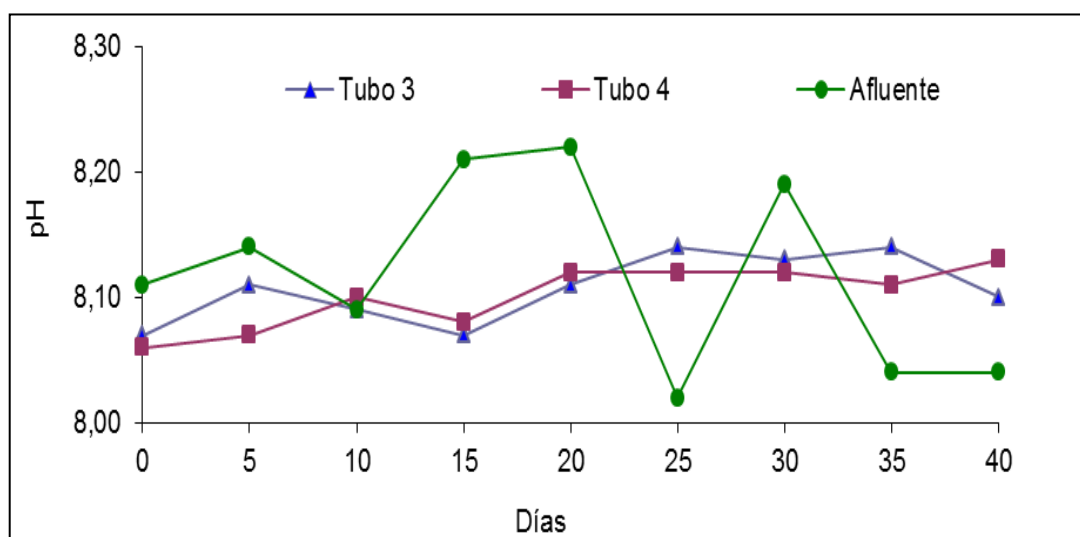


Figura V.16. pH en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.2.2.2. Conductividad

La conductividad media del afluente durante la fase crecimiento fue de 54,9 mS/cm. El valor medio del efluente en ambos tubos fue de 52,1 mS/cm, lo que representó una disminución media del 5,1% frente al valor medio del afluente (Figura V.17). El factor determinante en la variación fue el incremento de temperatura experimentado a su paso por el intercambiador de calor.

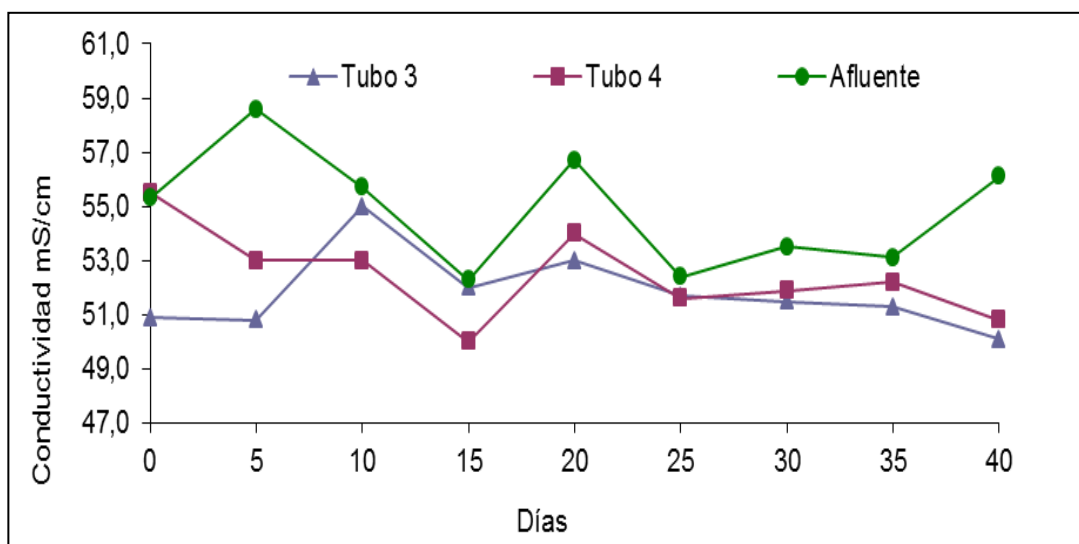


Figura V.17. Conductividad del afluyente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.2.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto medio del afluyente durante la fase crecimiento fue de 8,33 mg/L. El valor medio del efluente en ambos tubos de 8,29 mg/L, lo que representó una disminución media del 0,48% frente al valor medio del afluyente (Figura V.18). Esta diferencia se debió a la diferencia de temperaturas entre afluyente y efluentes.

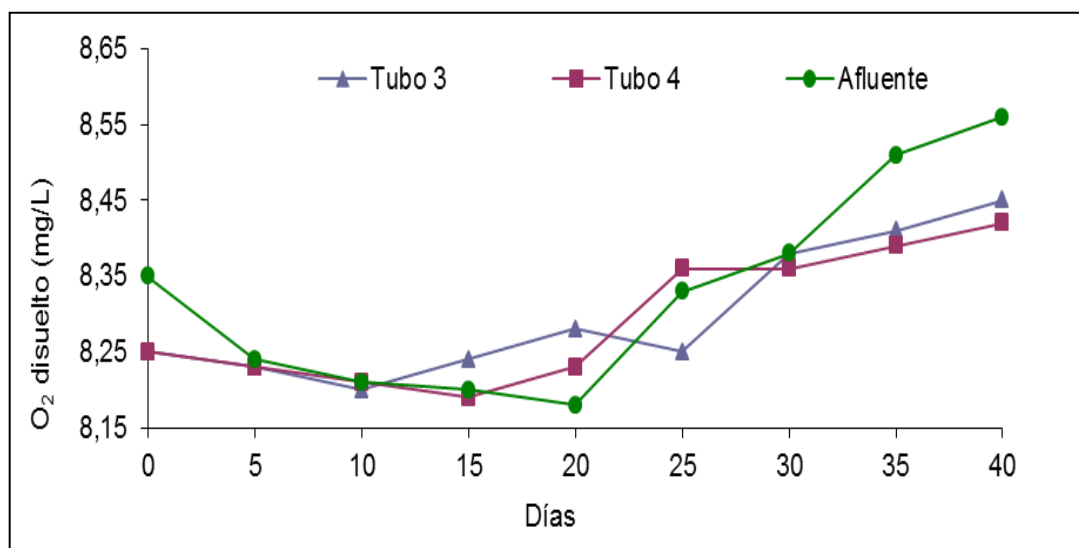


Figura V.18. Oxígeno disuelto en el afluyente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.2.2.4. Dureza total

La dureza total media del afluente durante la fase crecimiento fue de 2659 mg/L. El valor medio del efluente del tubo 3 fue de 2585 mg/L, lo que representó una disminución media del 2,8% frente al valor medio del afluente. El valor medio del efluente del tubo 4 fue de 2587 mg/L, lo que representó una disminución media del 2,7% frente al valor medio del afluente (Figura V.19). Estas disminuciones caben interpretarlas como que a su paso por el intercambiador de calor-condensador los iones disueltos en el agua de mar precipitaron de manera natural debido a las características del propio proceso.

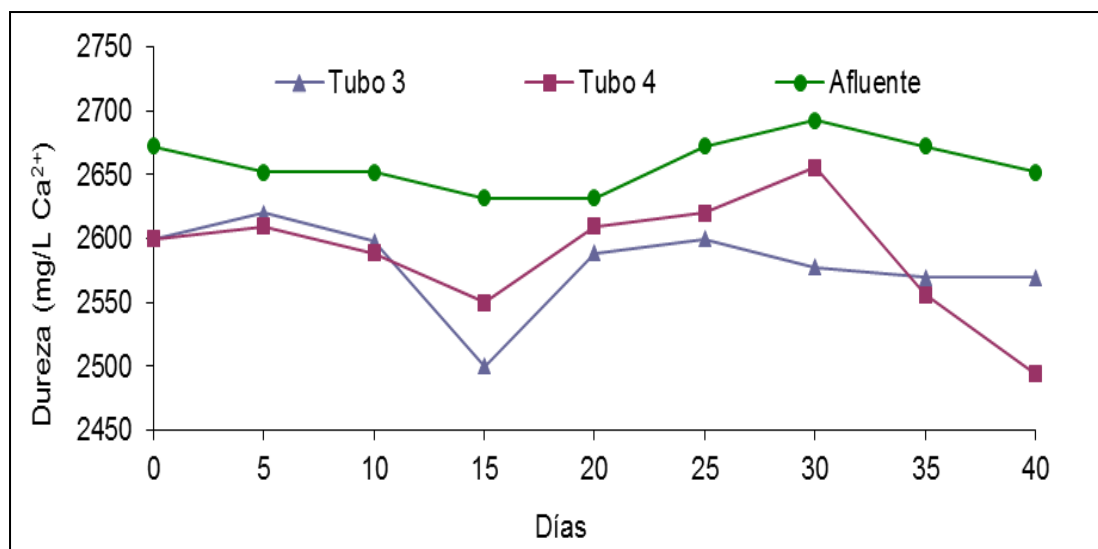


Figura V.19. Dureza total en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.1.2.2.5. Contenido de calcio iónico

El calcio iónico medio del afluente durante la fase de crecimiento fue de 346 mg/L. El valor medio del efluente en ambos tubos fue de 335,5 mg/L, lo que representó una disminución media del 3% frente al valor medio del afluente (Figura V.20). Esta disminución supone que los iones Ca²⁺ precipitaron de manera natural debido a las características del propio proceso.

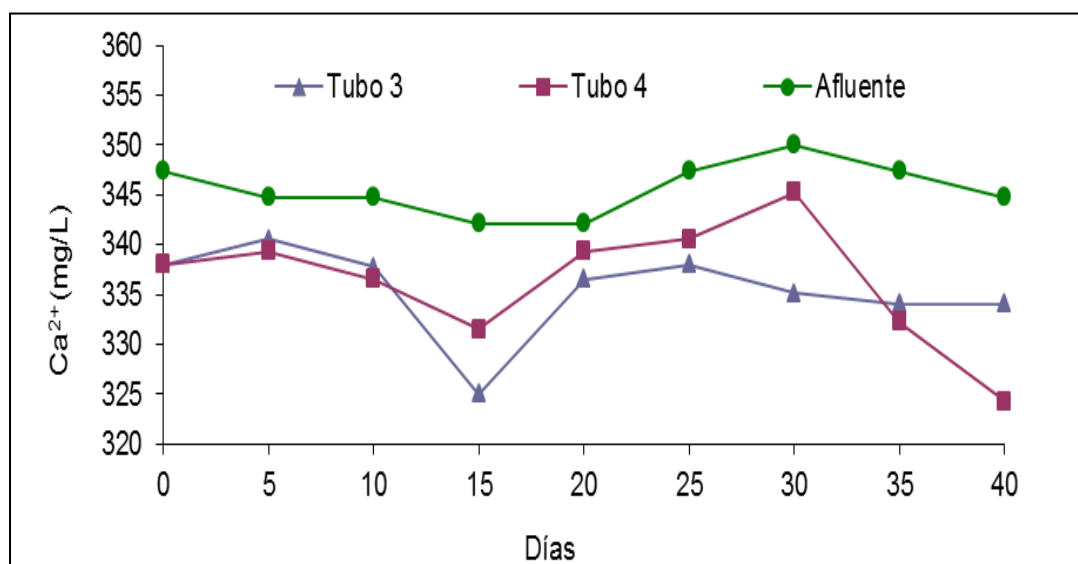


Figura V.20. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.

V.1.2. FASE DE TRATAMIENTO

Una vez las variables experimentales indicaron que la biopelícula había alcanzado su grado de madurez, durante esta fase el agua de mar se trató con CEMs con el fin de controlar su crecimiento.

V.1.2.1. Tubo de acero inoxidable AISI 316L

El tubo 1 se sometió al tratamiento antifouling con CEMs, mientras que el tubo 2 se utilizó como control sin tratar para comparar resultados.

V.1.2.1.1. Caracterización de la biopelícula

V.1.2.1.1.1. Medidas indirectas

Al final de la experimentación (día 60), el incremento respecto al valor inicial (día 0) de la variable R_f fue del 22% en el tubo tratado con CEMs y del 24% en el tubo de control sin tratamiento, mientras que el incremento de la variable f

fue del 48% en el tubo tratado y del 96% en el tubo sin tratar (Tabla V.3). Con respecto al final de la fase de crecimiento (día 40), el tratamiento con CEMs supuso una reducción de la variable R_f del 8% y del 11% para la variable f al final de la experimentación, mientras que en el tubo de control sin tratamiento, la variable R_f disminuyó un 1% y la mayor acumulación de biofouling se tradujo en un incremento del 26% en la variable f . Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs permitió recuperar parcialmente los valores iniciales de las variables indirectas, representando una diferencia entre el valor de la variable ΔR_f para el tubo tratado y sin tratar del 20% y del 50% para la variable Δf al final de la experimentación.

Día	R_f		ΔR_f		% R_f		f		Δf		% f	
	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2
40	0,94	1,04	0,22	0,21	30,6	25,3	0,043	0,046	0,016	0,019	59,3	70,4
41	0,87	1,02	0,15	0,19	20,8	22,9	0,040	0,045	0,013	0,018	48,1	66,7
42	0,88	1,03	0,16	0,20	22,2	24,1	0,042	0,047	0,015	0,020	55,6	74,1
43	0,88	1,04	0,16	0,21	22,2	25,3	0,040	0,047	0,013	0,020	48,1	74,1
44	0,87	1,03	0,15	0,20	20,8	24,1	0,037	0,048	0,010	0,021	37,0	77,8
45	0,86	1,03	0,14	0,20	19,4	24,1	0,037	0,049	0,010	0,022	37,0	81,5
46	0,88	1,00	0,16	0,17	22,2	20,5	0,036	0,051	0,009	0,024	33,3	88,9
47	0,86	0,99	0,14	0,16	19,4	19,3	0,038	0,052	0,011	0,025	40,7	92,6
48	0,88	1,00	0,16	0,17	22,2	20,5	0,039	0,052	0,012	0,025	44,4	92,6
49	0,88	1,01	0,16	0,18	22,2	21,7	0,040	0,055	0,013	0,028	48,1	103,7
50	0,88	1,05	0,16	0,22	22,2	26,5	0,041	0,055	0,014	0,028	51,9	103,7
51	0,88	1,05	0,16	0,22	22,2	26,5	0,042	0,055	0,015	0,028	55,6	103,7
52	0,88	1,06	0,16	0,23	22,2	27,7	0,041	0,060	0,014	0,033	51,9	122,2
53	0,88	1,07	0,16	0,24	22,2	28,9	0,041	0,058	0,014	0,031	51,9	114,8
54	0,86	1,04	0,14	0,21	19,4	25,3	0,039	0,057	0,012	0,030	44,4	111,1
55	0,87	1,03	0,15	0,20	20,8	24,1	0,039	0,054	0,012	0,027	44,4	100,0
56	0,85	1,02	0,13	0,19	18,1	22,9	0,042	0,057	0,015	0,030	55,6	111,1
57	0,88	1,04	0,16	0,21	22,2	25,3	0,039	0,053	0,012	0,026	44,4	96,3
58	0,88	1,00	0,16	0,17	22,2	20,5	0,042	0,055	0,015	0,028	55,6	103,7
59	0,85	1,01	0,13	0,18	18,1	21,7	0,040	0,055	0,013	0,028	48,1	103,7
60	0,88	1,03	0,16	0,20	22,2	24,1	0,040	0,053	0,013	0,026	48,1	96,3

Tabla V.3. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de tratamiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316L.

El tiempo de reacción al tratamiento fue de apenas 24 h. Transcurrido este tiempo, la variable R_f siguió una progresión descendente hasta el cuarto día de tratamiento para estabilizarse a continuación hasta el final de la experimentación (Figura V.21). Los valores de la variable f descendieron progresivamente hasta alcanzar los valores mínimos durante esta fase al final de la experimentación (Figura V.22).

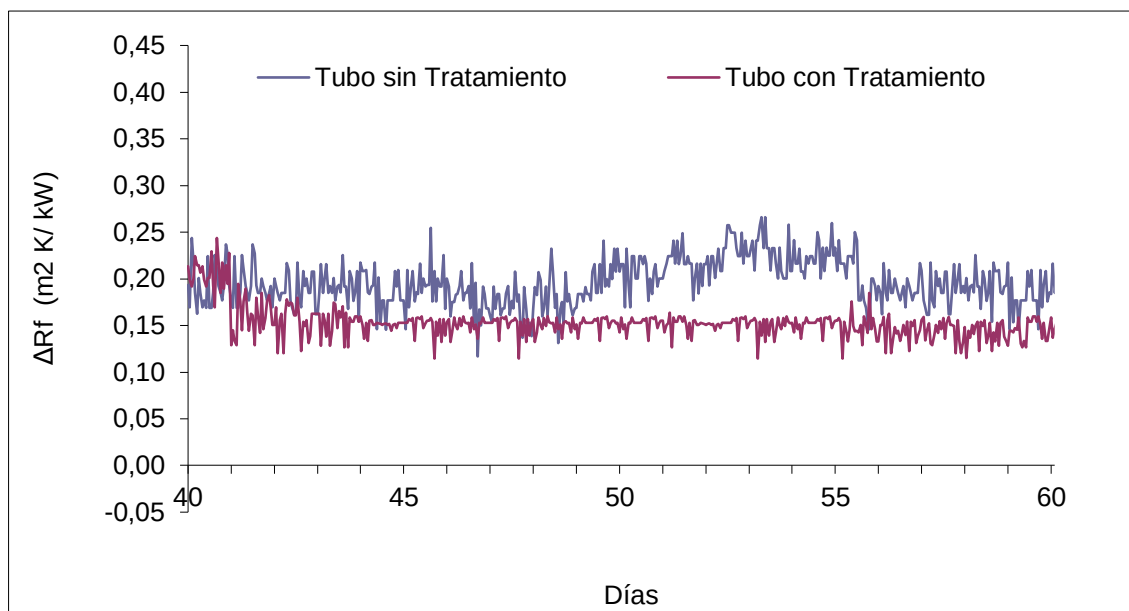


Figura V.21. Resistencia a la transferencia de calor (ΔR_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

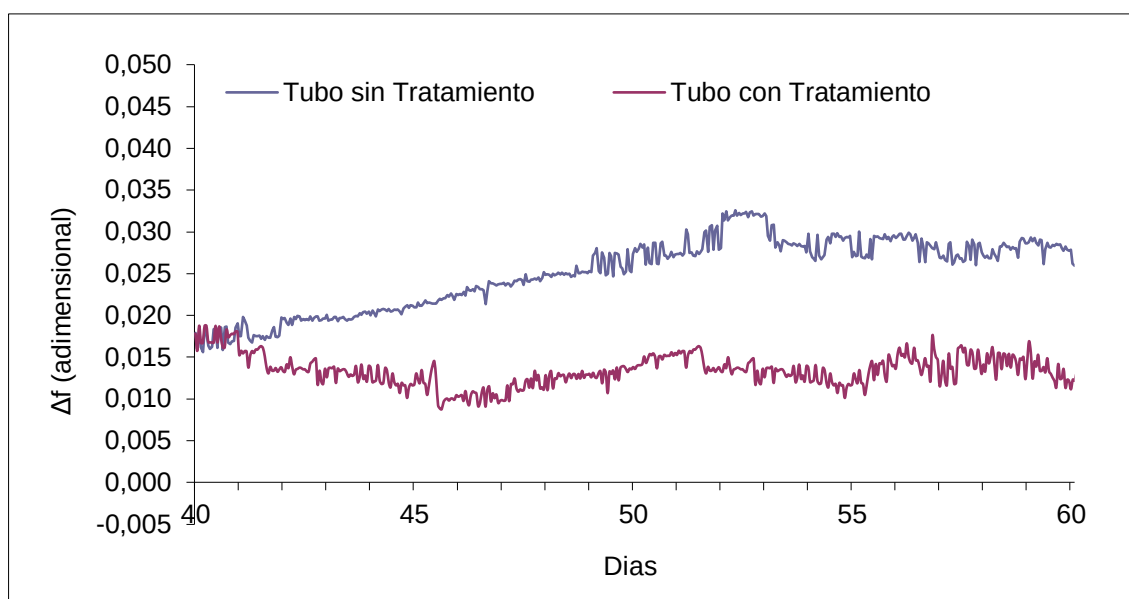


Figura V.22. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.1.1.2. Medidas directas

Finalizada la experimentación, las medidas directas tomadas en el tubo de control sin tratamiento antifouling determinaron un espesor de la biopelícula adherida al tubo sin tratamiento de 377 μm , compuesta por un 80% de agua, 12% de materia inorgánica y 8% de materia orgánica (Figura V.23). La concentración de sólidos disueltos fue de 7,87 mg/cm^2 , de los que el 36% fue materia orgánica y el 64% materia inorgánica.

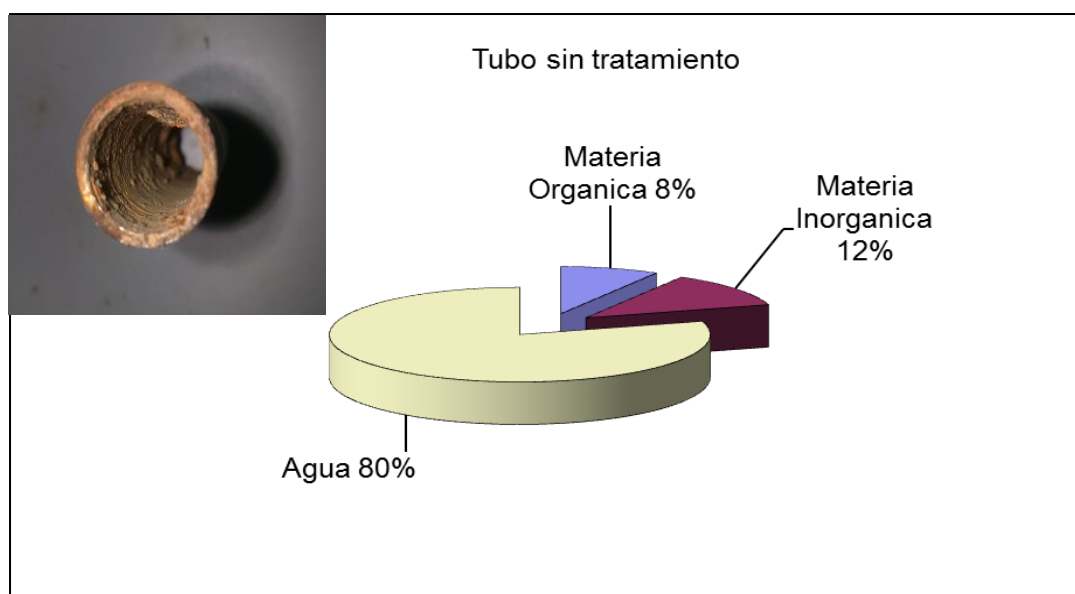


Figura V.23. Composición de la biopelícula adherida al tubo sin tratamiento antifouling al final del experimento A.

El espesor de la biopelícula adherida al tubo tratado con CEMs fue de 258 μm , lo que representó una reducción frente al tubo sin tratar del 31%. En su composición, el 88% fue agua, el 7% materia inorgánica y el 5% materia orgánica (Figura V.24). El tratamiento supuso una reducción de los sólidos disueltos en la biopelícula frente al tubo de control del 59%, siendo el 40% materia orgánica y el 60% materia inorgánica.

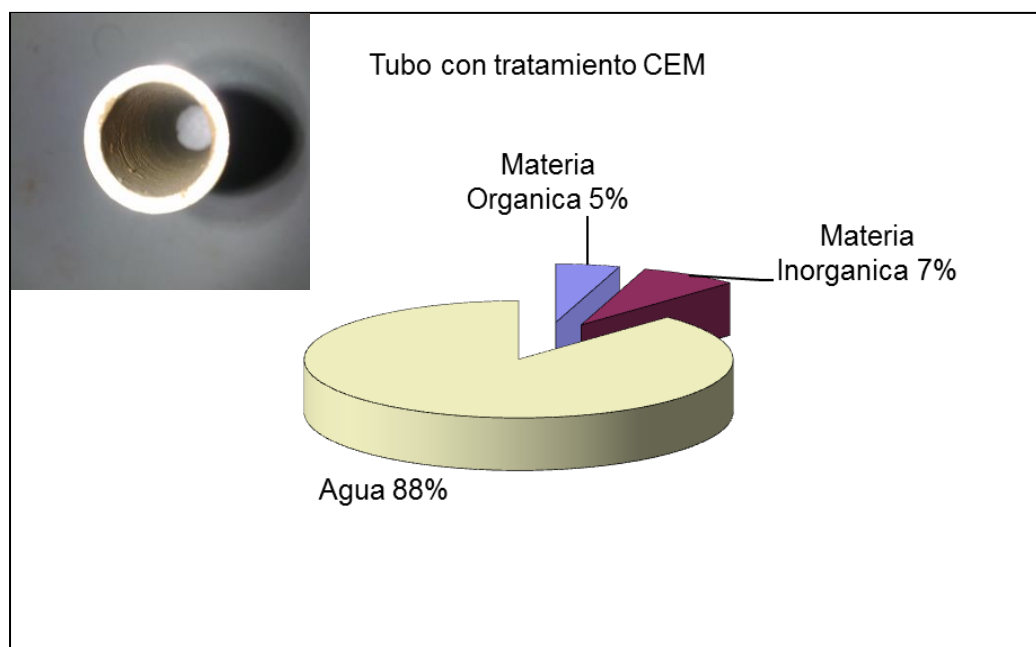


Figura V.24. Composición de la biopelícula adherida al tubo tratado con CEMs al final del experimento A.

V.1.2.1.1.3. Conductividad térmica aparente

Teniendo en cuenta que más del 80% de la composición de la biopelícula fue agua y que la conductividad térmica del agua de mar es 0,6 W/m K (Sharqawy et al. 2010), la conductividad térmica de la biopelícula dependió de la concentración de sólidos disueltos presente. De este modo, la conductividad térmica aparente de la biopelícula adherida al tubo tratado con CEMs resultó ser menor que la adherida al tubo sin tratar (Tabla V.4), ya que la conductividad térmica de los sólidos adheridos es mayor que la del agua.

Tubos	Material	Tratamiento	ΔR_f (m ² K/ kW)	e (μm)	λ (W/ m K)
1	316L	CEMs	0,16	258	1,612
2	316L	Control	0,20	377	1,885

Tabla V.4. Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida a los tubos con y sin tratamiento con CEMs al final del experimento A.

V.1.2.1.1.4. Efectividad térmica de los tubos

Respecto al final de la fase de crecimiento (día 40), el tratamiento con CEMs supuso recuperar el 8% de la ϵ perdida, mientras que en el tubo de control sin tratamiento, la acumulación de biofouling supuso un aumento de la pérdida de eficiencia del proceso de transferencia de calor del 2%. Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs permitió recuperar parcialmente la eficiencia perdida en el tubo, representando una diferencia entre la eficiencia térmica del tubo tratado y sin tratar del 6% al final de la experimentación. La efectividad térmica fue inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor (Figura V.25). Una reducción de R_f del 1% se tradujo en un aumento de ϵ del 2% en el tubo sin tratamiento, mientras que en el tubo con tratamiento una reducción de R_f del 8% significó un incremento de ϵ del 8%.

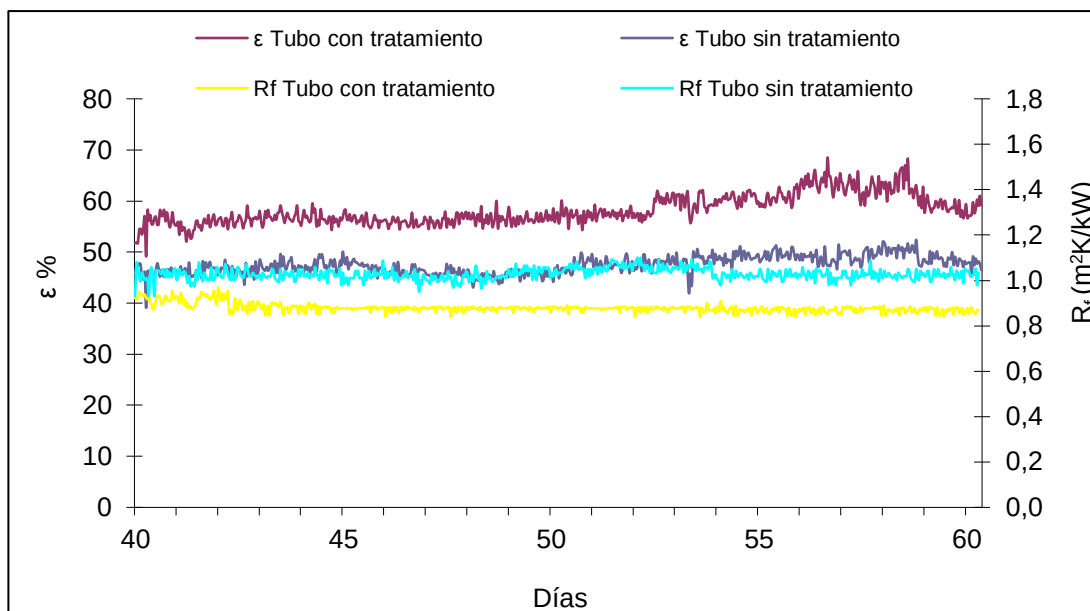


Figura V.25. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.1.1.5. Área bajo la curva

El ABC del ΔR_f durante la fase de tratamiento fue de $4,08 \text{ m}^2 \text{ K/kW} \times \text{día}$ en el tubo sin tratamiento y de $3,22 \text{ m}^2 \text{ K/kW} \times \text{día}$ en el tubo tratado con CEMs (Figura V.26), lo que supuso una reducción del 21%.

El ABC del Δf fue de $0,53 \times \text{día}$ para el tubo sin tratamiento y de $0,27 \times \text{día}$ para el tubo tratado con (Figura V.27), representando una reducción del 48%.

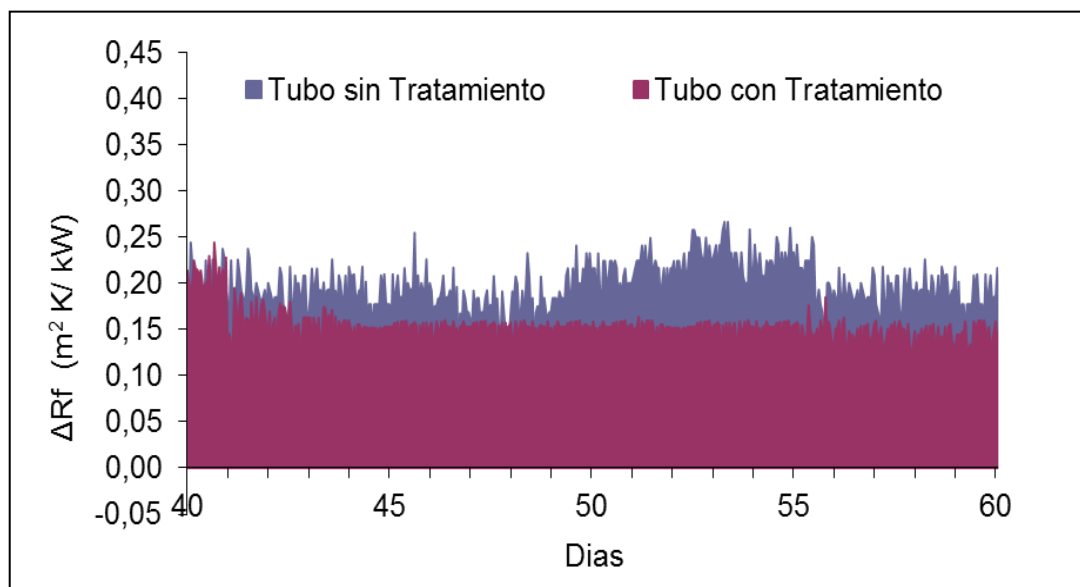


Figura V.26. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316L con y sin tratamiento CEM durante la fase de tratamiento del experimento A.

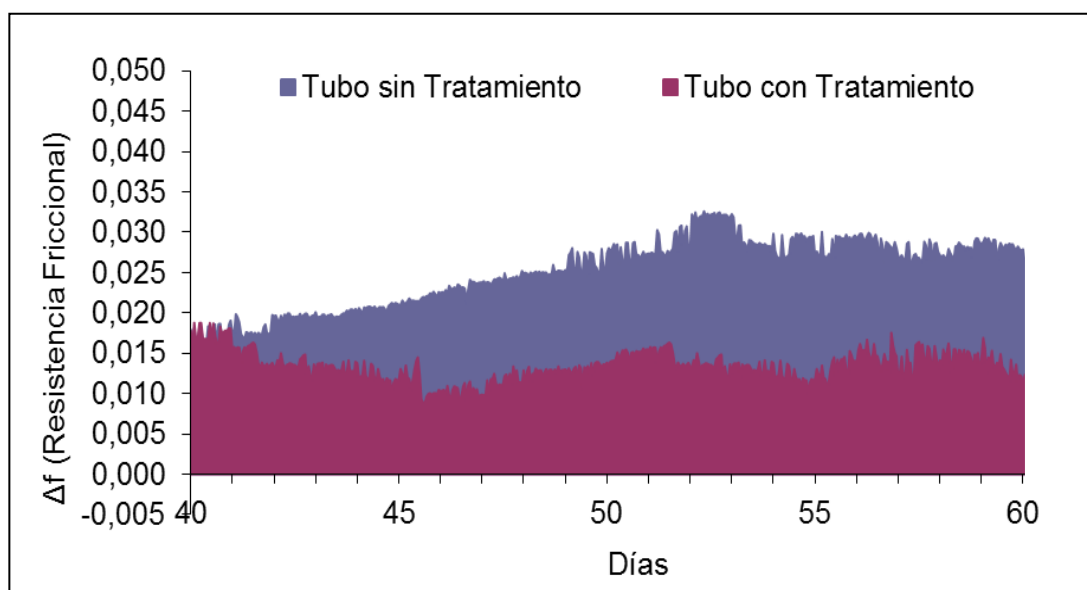


Figura V.27. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316L con y sin tratamiento CEM durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.1.1.6. Análisis estadístico

Estadísticamente, los valores de la variable R_f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,15 con una desviación típica de 0,03 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,1389 y 0,1644. El valor estadístico t fue 24,8 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.5).

En cuanto a los valores de la variable f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,013 con una desviación típica de 0,024 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,0108 y 0,0147. El valor estadístico t fue 13,6 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.5).

	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia		t	gl	Sig. (bilateral) (p)
				Superior	Inferior			
R_f	0,1517	0,0280	0,0061	0,1389	0,1644	24,7989	20	0,0000
f	0,0127	0,0043	0,0009	0,0108	0,0147	13,6075	20	0,0000

Tabla V.5. Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.1.1.7. Microscopia

La observación microscópica de la muestra de biofouling en el tubo sin tratamiento después de someterlas a un proceso de secado a 105°C durante 4 horas en horno de mufla, presentó una matriz de composición de carbonatos y una textura de conglomerados formada por granos de cuarzo monocristalinos, micas y carbonatos cálcicos (Figura V.28b), mientras que la muestra del tubo tratado con CEMs mostró una matriz de biopelícula arenosa con una textura de conglomerados de granos de cuarzo monocristalinos sin la presencia de carbonatos cálcicos (Figura V.28a).

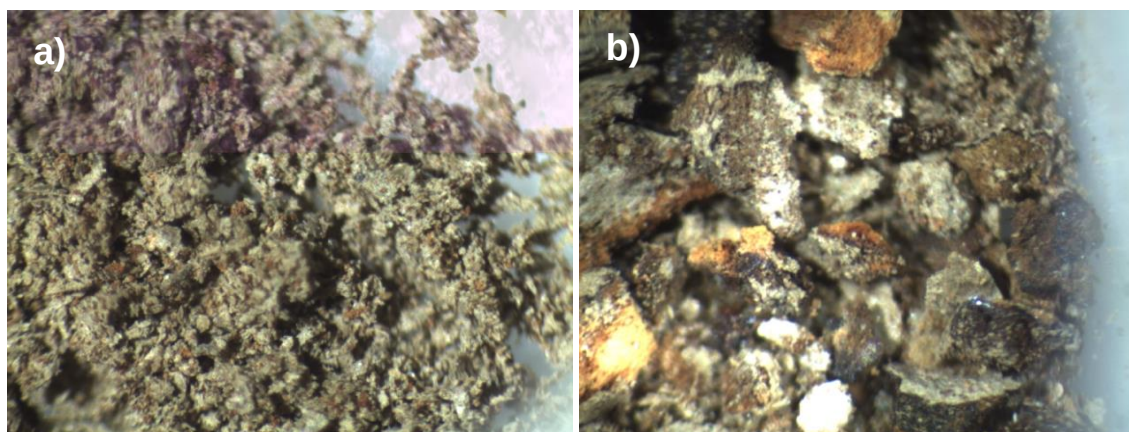


Figura V.28. Muestras de biopelícula deshidratada al final del experimento A: a) tubo con tratamiento y b) tubo sin tratamiento (2X).

V.1.2.1.2. Características físico-químicas del agua de mar

A continuación se muestran los resultados de las magnitudes físico-químicas medidas en el afluente y en el efluente de cada tubo.

V.1.2.1.2.1. pH

El pH medio del afluente durante la fase de tratamiento fue de 8,17. El valor medio del efluente en el tubo tratado con CEMs fue de 8,11 y de 8,09 en el tubo sin tratamiento (Figura V.29). Por lo tanto, respecto al afluente, el pH a su paso por el tubo tratado con CEMs disminuyó un 0,73% y un 0,98% en el tubo sin tratamiento. La diferencia media entre el pH medido en el tubo tratado y sin tratar fue del 0,25%. Esta disminución del pH del agua de mar a su paso por el intercambiador de calor-condensador se debió fundamentalmente al incremento de temperatura experimentado ($\pm 4^{\circ}\text{C}$).

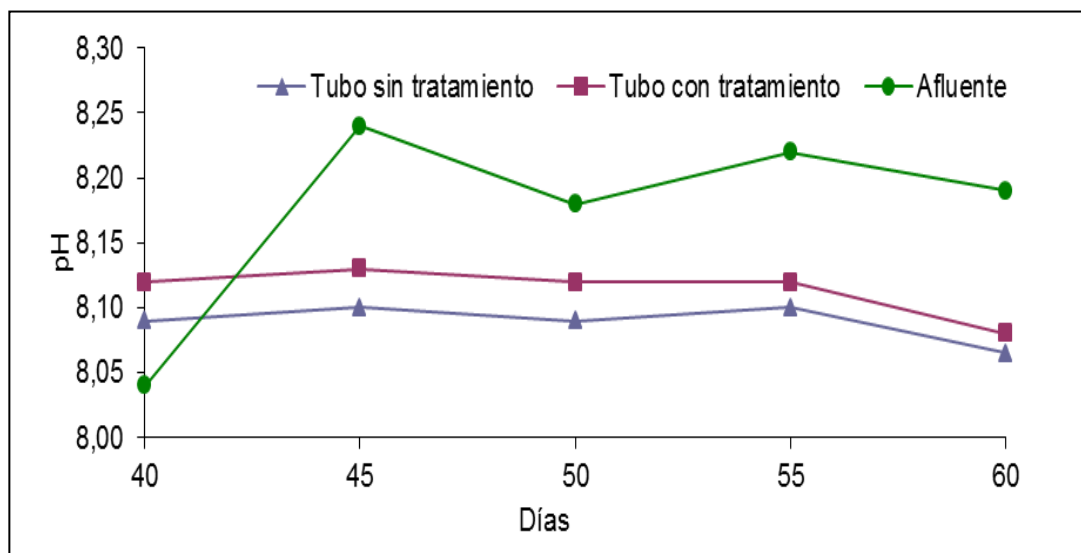


Figura V.29. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.1.2.2. Conductividad

La conductividad media del afluente durante la fase de tratamiento fue de 56,2 mS/cm. El valor medio del efluente en el tubo tratado con CEMs fue de 52,6 mS/cm y de 53,4 mS/cm en el tubo sin tratamiento (Figura V.30). Por lo tanto, respecto al afluente, la conductividad a su paso por el tubo tratado con CEMs disminuyó un 6,4% y un 4,9% en el tubo sin tratamiento. La diferencia media entre la conductividad medida en el tubo tratado y sin tratar fue del 1,4%.

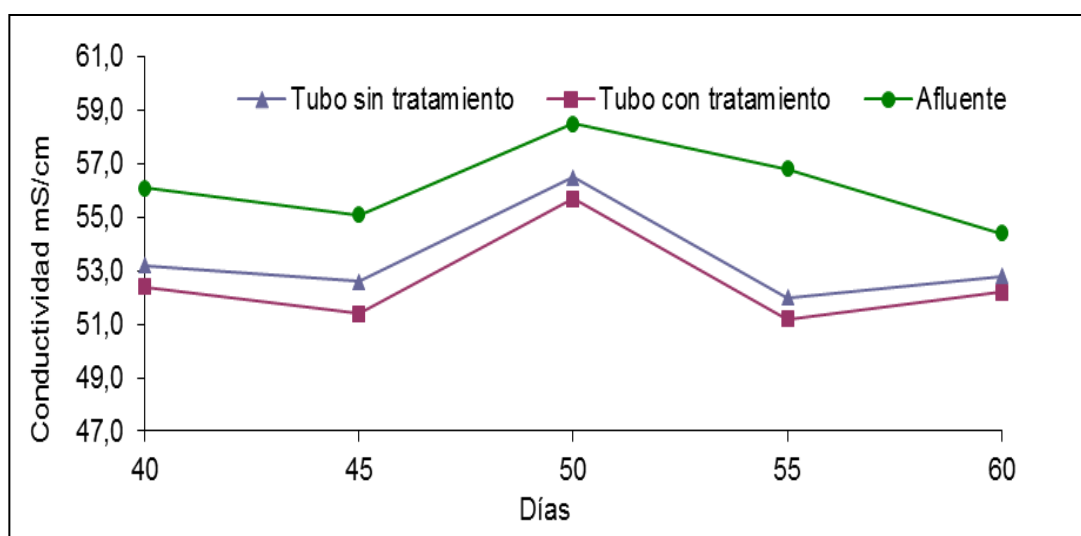


Figura V.30. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.1.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto medio del afluente durante la fase de tratamiento fue de 8,51 mg/L. El valor medio del efluente en el tubo tratado con CEMs fue de 8,38 mg/L y de 8,32 mg/L en el tubo sin tratamiento (Figura V.31). Por lo tanto, respecto al afluente, el oxígeno disuelto a su paso por el tubo tratado con CEMs disminuyó un 1,52% y un 2,23% en el tubo sin tratamiento. La diferencia media entre el oxígeno disuelto medido en el tubo tratado y sin tratar fue del 0,71%, lo que implica que a mayor cantidad de biofouling mayor consumo de oxígeno disuelto.

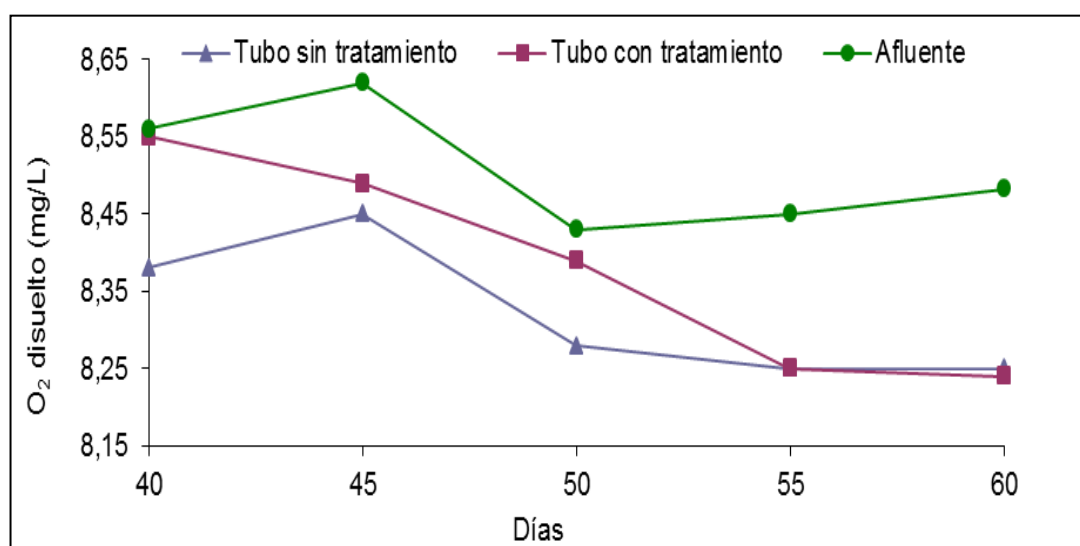


Figura V.31. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.1.2.4. Dureza total

La dureza total media del afluente durante la fase de tratamiento fue de 2674 mg/L. El valor medio del efluente en el tubo tratado con CEMs fue de 2578 mg/L y de 2624 mg/L en el tubo sin tratamiento (Figura V.32). Por lo tanto, respecto al afluente, la conductividad a su paso por el tubo tratado con CEMs disminuyó un 3,6% y un 1,9% en el tubo sin tratamiento. La diferencia media entre la conductividad medida en el tubo sin tratar y el tratado fue del 1,7%, lo que puso de manifiesto la capacidad de los CEMs para precipitar los iones disueltos.

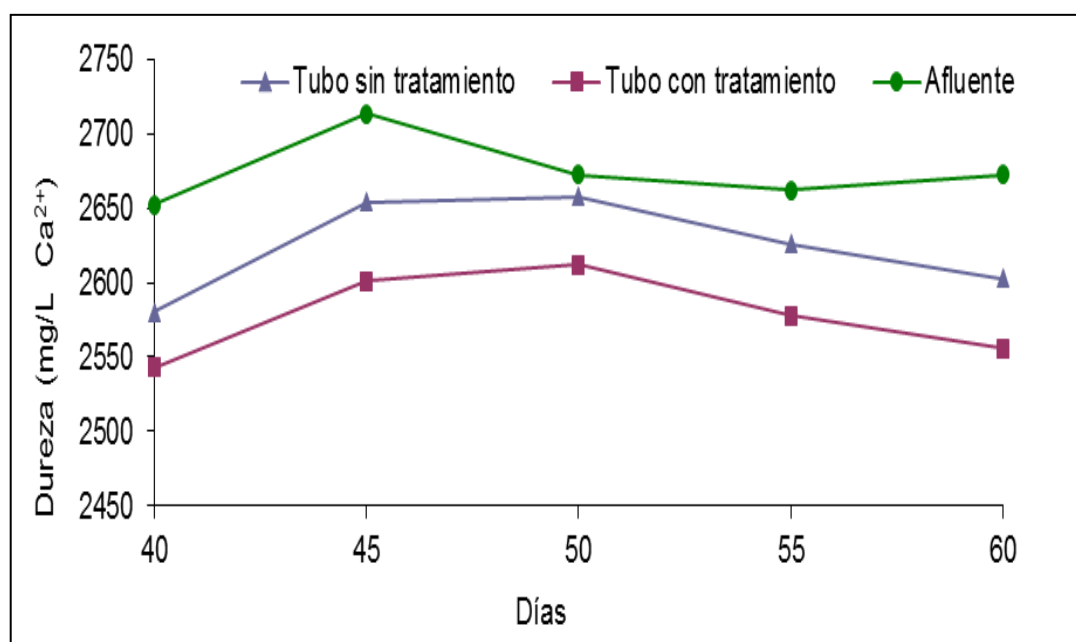


Figura V.32. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.1.2.5. Contenido de calcio iónico

El calcio iónico medio del afluente durante la fase de tratamiento fue de 348 mg/L. El valor medio del efluente en el tubo tratado con CEMs fue de 335 mg/L y de 341 mg/L en el tubo sin tratamiento (Figura V.33). Por lo tanto, respecto al afluente, el contenido de calcio iónico del agua de mar a su paso por el tubo tratado con CEMs disminuyó un 3,7% y un 2% en el tubo sin tratamiento. La diferencia media entre el contenido de calcio iónico medido en el tubo sin tratar y tratado fue del 1,7%, lo que demostró la capacidad de los CEMs para precipitar los iones Ca^{2+} .

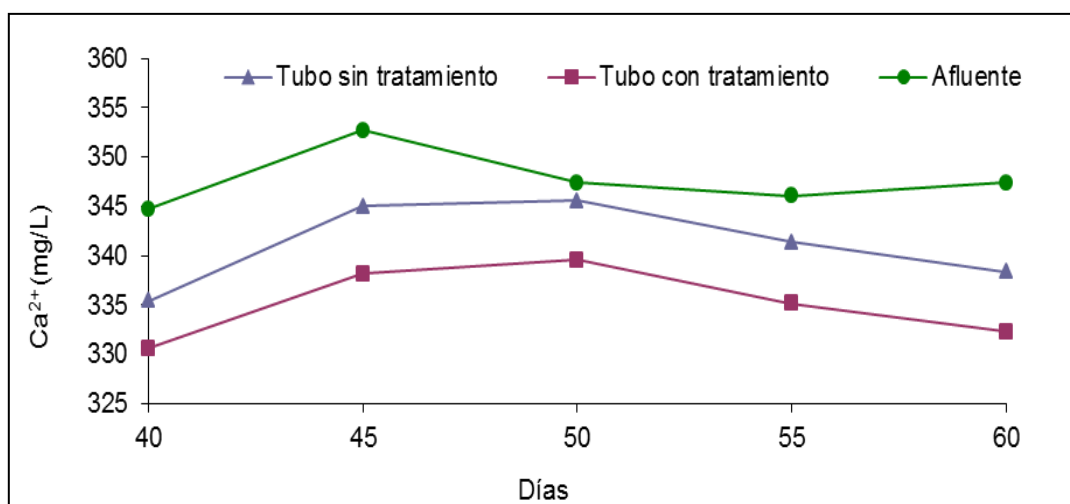


Figura V.33. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.2. Tubo de acero inoxidable AISI 316Ti

El tubo 4 se sometió al tratamiento antifouling con CEMs, mientras que el tubo 3 se utilizó como control sin tratar para comparar resultados.

V.1.2.2.1. Caracterización de la biopelícula

V.1.2.2.1.1. Medidas indirectas

Al final de la experimentación (día 60), el incremento respecto al valor inicial (día 0) de la variable R_f fue del 21% en el tubo tratado con CEMs y del 36% en el tubo de control sin tratamiento, mientras que el incremento de la variable f fue del 61% en el tubo tratado y del 92% en el tubo sin tratar (Tabla V.6). Con respecto al final de la fase de crecimiento (día 40), el tratamiento con CEMs supuso una reducción de la variable R_f del 15% y del 11% para la variable f al final de la experimentación, mientras que en el tubo de control sin tratamiento, la acumulación de biofouling supuso que la variable R_f aumentara un 2% y un 25% la variable f . Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs permitió recuperar parcialmente los valores iniciales de las variables indirectas, representando una diferencia entre el valor de la variable ΔR_f para el tubo tratado y sin tratar del 50% (Figura V.34) y del 38% para la variable Δf al final de la experimentación (Figura V.35).

Días	R_f		ΔR_f		$\%R_f$		f		Δf		$\%f$	
	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4
40	1,36	1,18	0,34	0,31	34,0	36,4	0,072	0,067	0,029	0,028	67,2	72,4
41	1,28	1,04	0,27	0,18	26,6	20,5	0,079	0,059	0,036	0,021	83,6	53,9
42	1,22	1,03	0,20	0,17	20,3	19,7	0,075	0,071	0,033	0,032	76,2	84,0
43	1,25	1,03	0,24	0,17	23,9	19,7	0,076	0,068	0,034	0,029	78,7	76,2
44	1,27	1,03	0,26	0,17	25,5	19,4	0,077	0,065	0,035	0,026	81,1	68,0
45	1,29	1,01	0,28	0,14	27,7	16,6	0,080	0,065	0,037	0,026	86,2	68,4
46	1,26	1,02	0,25	0,16	24,2	18,6	0,076	0,063	0,033	0,025	77,9	63,8
47	1,31	1,01	0,30	0,15	29,6	17,1	0,076	0,063	0,034	0,024	78,8	63,4
48	1,27	0,98	0,25	0,11	25,1	13,2	0,076	0,062	0,034	0,024	78,8	61,3
49	1,32	1,04	0,31	0,17	30,4	20,2	0,076	0,068	0,034	0,029	78,8	74,9
50	1,27	1,01	0,26	0,15	26,0	17,3	0,076	0,068	0,034	0,030	78,8	77,1
51	1,29	1,07	0,28	0,21	27,6	23,8	0,080	0,063	0,037	0,024	86,3	61,8
52	1,31	1,03	0,30	0,16	29,5	19,0	0,084	0,064	0,041	0,025	97,0	64,5
53	1,28	1,01	0,26	0,15	26,2	17,0	0,091	0,062	0,048	0,024	111,6	61,2
54	1,25	1,09	0,24	0,23	23,4	26,8	0,084	0,066	0,041	0,027	96,6	70,4
55	1,23	1,10	0,22	0,23	21,7	27,1	0,085	0,064	0,042	0,025	98,6	65,5
56	1,27	1,05	0,26	0,19	25,4	22,3	0,077	0,060	0,035	0,022	80,7	56,3
57	1,32	1,07	0,31	0,21	30,3	23,8	0,086	0,060	0,044	0,021	101,8	55,5
58	1,31	1,03	0,30	0,16	29,4	19,0	0,077	0,060	0,034	0,022	79,3	56,4
59	1,31	1,05	0,30	0,19	29,4	21,8	0,075	0,059	0,032	0,020	75,4	52,6
60	1,37	1,04	0,36	0,18	35,8	20,9	0,082	0,062	0,039	0,024	92,0	61,2

Tabla V.6. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de tratamiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti.

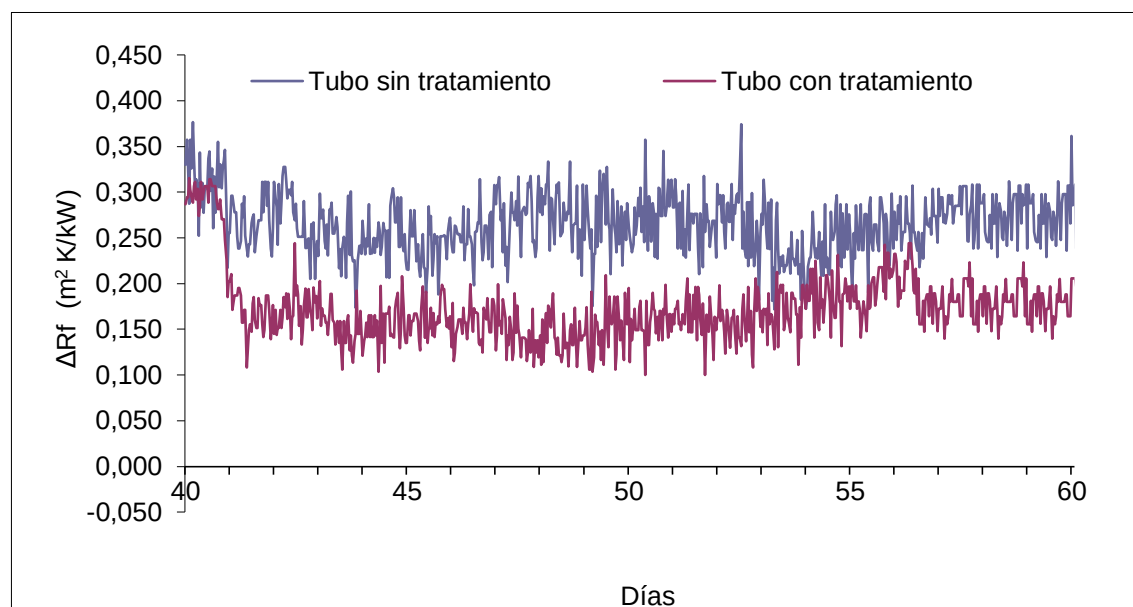


Figura V.34. Resistencia a la transferencia de calor (ΔR_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

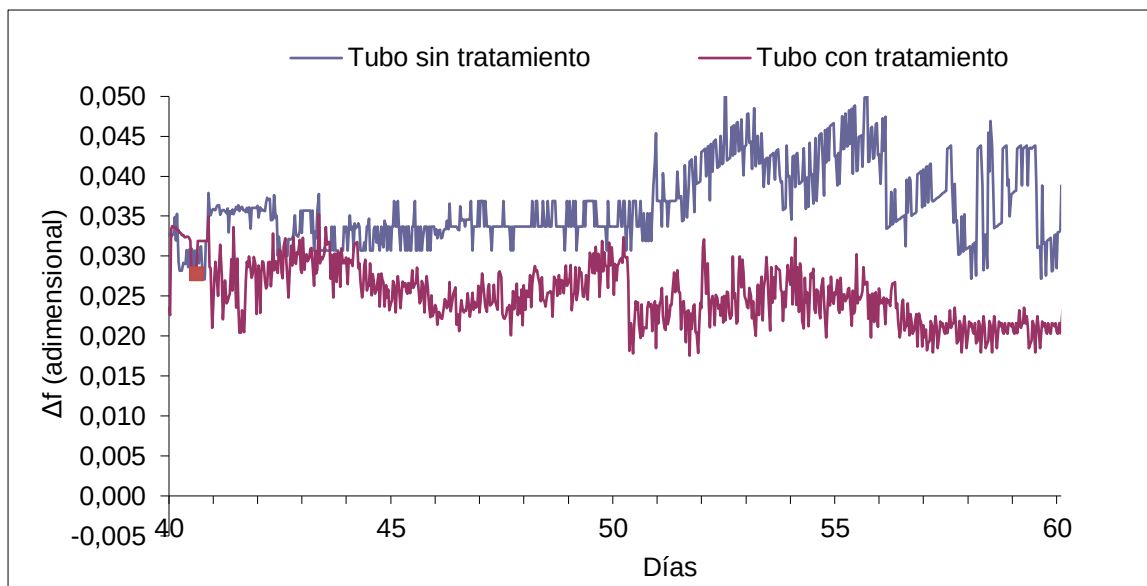


Figura V.35. Resistencia friccional al fluido (f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.2.1.2. Medidas directas

Finalizada la fase de tratamiento, en el tubo tratado con CEMs se registró un espesor de biopelícula de $240\ \mu\text{m}$ (Tabla V.7), compuesta por un 86% de agua, 8% de materia inorgánica y 6% de materia orgánica (Figura V.36). La concentración de sólidos disueltos fue $3,44\ \text{mg}/\text{cm}^2$ de los que el 43% fue materia orgánica y el 57% materia inorgánica. La aplicación del tratamiento con CEMs representó una reducción del espesor de la biopelícula del 30% respecto a la del tubo sin tratar. Comparando las dos muestras, el contenido de agua de la biopelícula tratada fue un 6% mayor, lo que supuso que la materia orgánica e inorgánica presente fuese menor que en la biopelícula formada sobre el tubo sin tratar. La presencia de materia orgánica se redujo un 2% y la materia inorgánica un 4% respecto al tubo sin tratamiento (Figura V.37), siendo eliminados un 59% de los sólidos disueltos. Esta reducción de sólidos disueltos fue ocasionada por la capacidad que tienen los CEMs para precipitar los iones disueltos en el agua de mar, evitando su adhesión a la biopelícula formada sobre la superficie interna de los tubos.

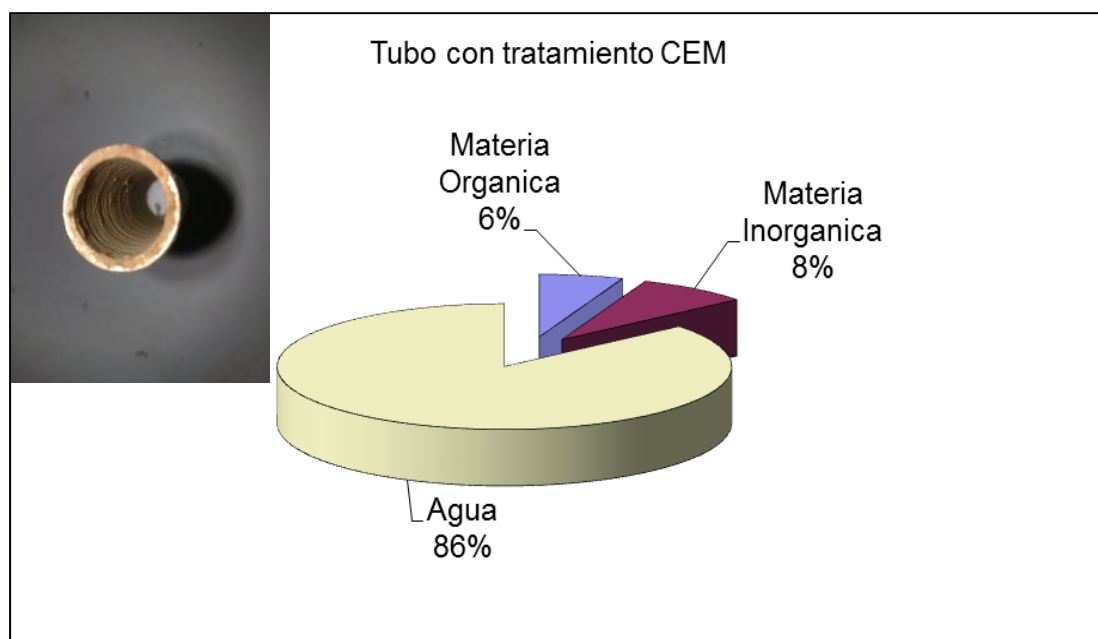


Figura V.36. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo tratado con CEMs al final del experimento A.

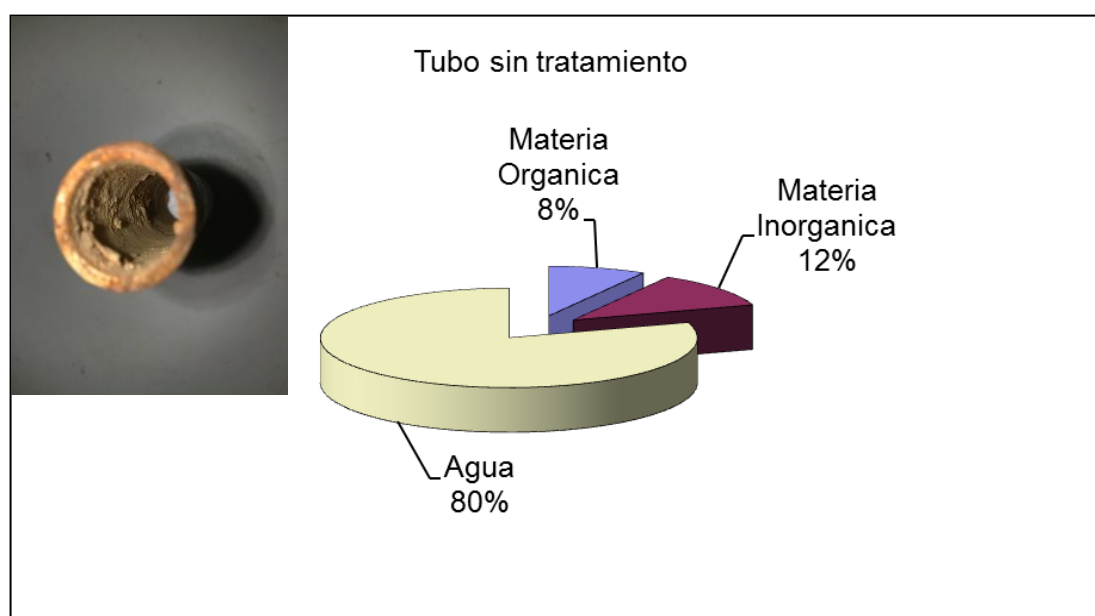


Figura V.37. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo sin tratamiento AF al final del experimento A.

V.1.2.2.1.3. Conductividad térmica aparente

La reducción de los sólidos presentes en la biopelícula adherida sobre la superficie interna del tubo tratado representó un incremento del 29% en la conductividad térmica aparente de la biopelícula en comparación con el tubo sin tratamiento (Tabla V.7). Esta variación supuso disminuir un 50% la resistencia a la transferencia de calor respecto al tubo sin tratamiento AF. Estas diferencias fueron debidas a los complejos procesos de crecimiento de la biopelícula y a la eliminación mediante procesos de erosión.

Tubos	Material	Aplicación	ΔR_f (m ² K/ kW)	e (μm)	λ (W/ m K)
3	316Ti	Control	0,36	341	0,9472
4	316Ti	CEMs	0,18	240	1,3333

Tabla V.7. Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida a los tubos con y sin tratamiento con CEMs al final del experimento A.

V.1.2.2.1.4. Efectividad térmica de los tubos

Respecto al final de la fase de crecimiento (día 40), el tratamiento con CEMs permitió recuperar el 6% de la ϵ perdida, mientras que en el tubo de control sin tratamiento, la acumulación de biofouling supuso que la pérdida de efectividad aumentara un 3%. Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs permitió recuperar parcialmente la efectividad perdida en el tubo, representando una diferencia entre la efectividad térmica del tubo tratado y sin tratar del 3% al final de la experimentación. La efectividad térmica fue inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor (Figura V.38). Un aumento de R_f del 2% se tradujo en una reducción de ϵ del 3% en el tubo sin tratamiento, mientras que en el tubo con tratamiento una reducción de R_f del 15% significó un incremento de ϵ del 6%.

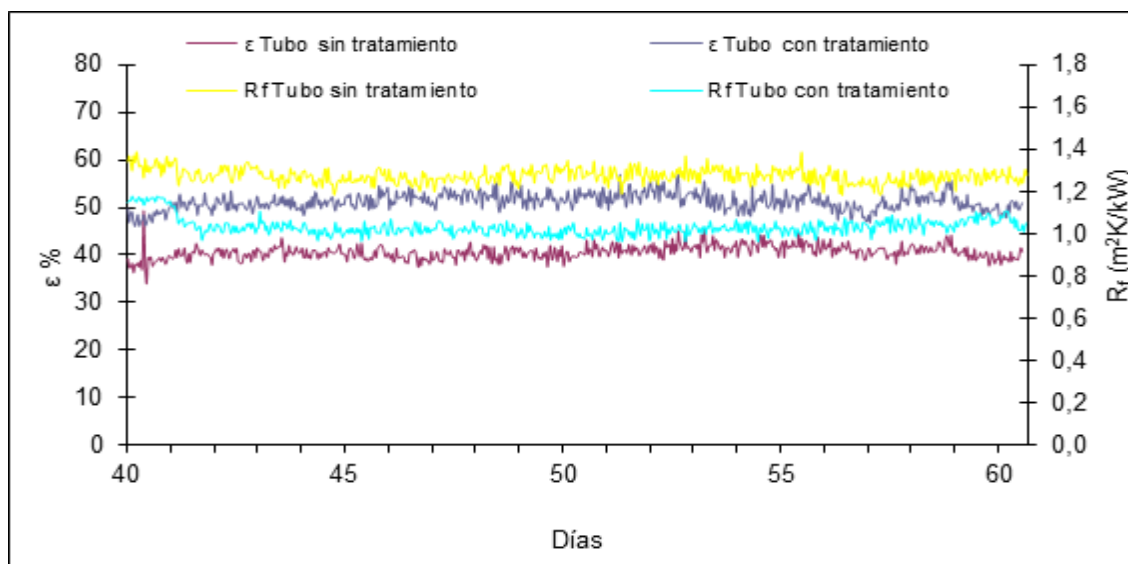


Figura V.38. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.2.1.5. Área bajo la curva

El ABC del ΔR_f durante la fase de tratamiento fue de $5,75 \text{ m}^2\text{K/kW} \times \text{día}$ en el tubo sin tratamiento y de $3,88 \text{ m}^2\text{K/kW} \times \text{día}$ en el tubo con tratamiento con CEMs (Figura V.39), lo que supone una diferencia del 32% entre ambos tubos.

El ABC del Δf fue de $0,76 \times \text{día}$ para el tubo sin tratamiento y de $0,53 \times \text{día}$ para el tubo con tratamiento (Figura V.40), representando una diferencia del 30%.

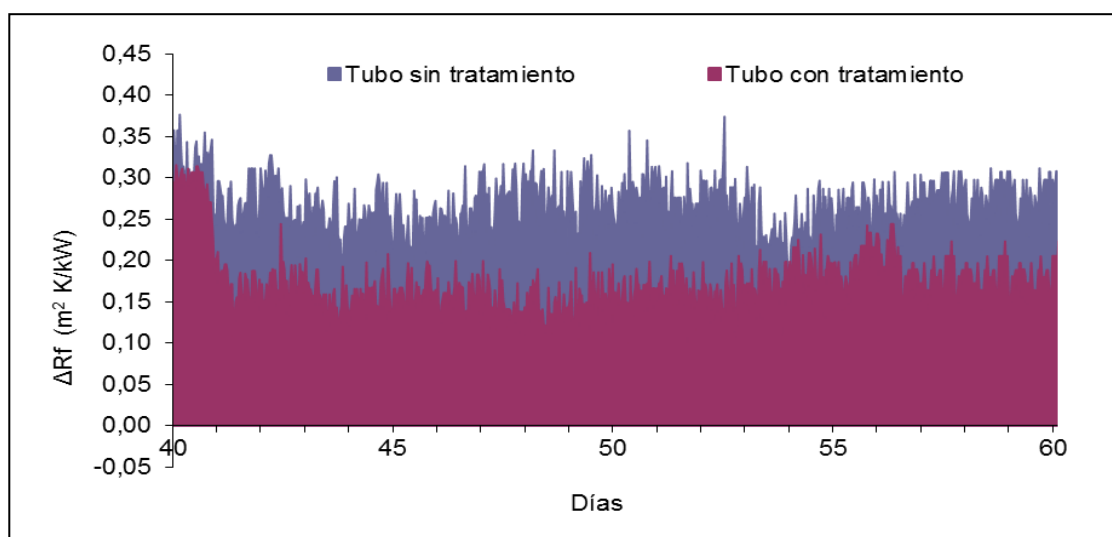


Figura V.39. Área bajo la curva de ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

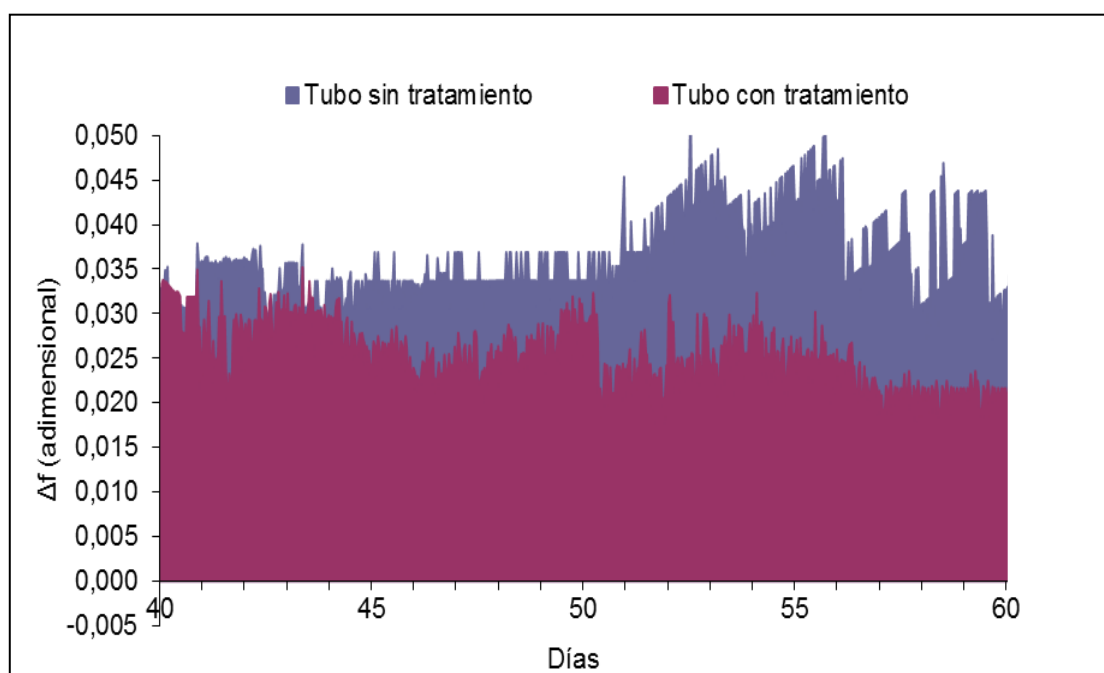


Figura V.40. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.2.1.6. Análisis estadístico

Estadísticamente, los valores de la variable R_f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,2437 con una desviación típica de 0,05 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,2209 y 0,2264. El valor estadístico t fue 22,3 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.8).

En cuanto a los valores de la variable f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,0154 con una desviación típica de 0,0063 entre tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,0125 y 0,0182. El valor estadístico t fue 11,2 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.8).

	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia		t	gl	Sig. (bilateral) (p)
				Superior	Inferior			
Rf	0,2437	0,0500	0,0109	0,2209	0,2664	22,3189	20	0,0000
f	0,0154	0,0063	0,0014	0,0125	0,0182	11,2258	20	0,0000

Tabla V.8. Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.2.1.7. Microscopia

En la Figura V.41 se pueden observar las fotografías de las muestras de biofouling tomadas con el microscopio. En el tubo refrigerado con agua de mar sin tratar (Figura V.41b) se observó gran presencia de matrices de carbonatos y una textura de conglomerados formada por granos de cuarzo monocristalino, micas y carbonatos cálcicos. En cambio, en la muestra del tubo tratado con CEMs, la matriz de la biopelícula es arenosa con conglomerados de granos de cuarzo monocristalinos y con menor presencia de carbonatos cálcicos (Figura V.41a).

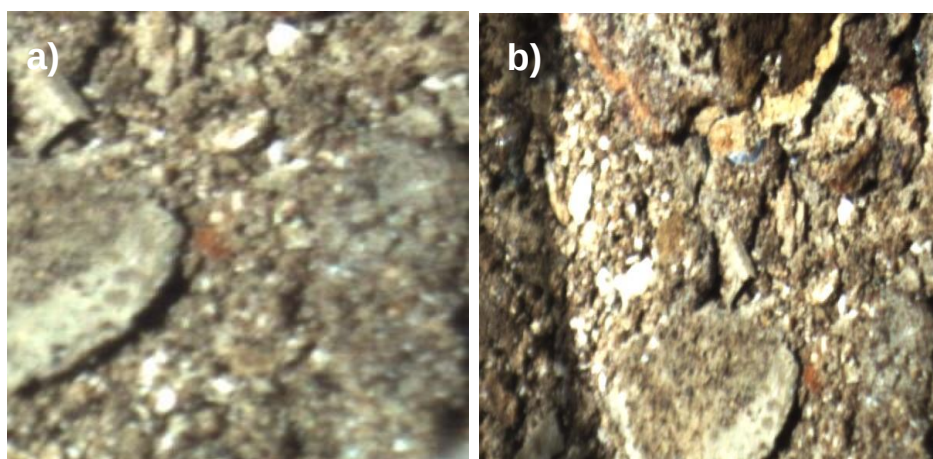


Figura V.41. Muestras de biopelícula deshidratada al final del experimento A: a) tubo con tratamiento y b) tubo sin tratamiento (2X).

V.1.2.2.2. Características físico-químicas del agua de mar

Los resultados de las magnitudes físico-químicas del agua de mar medidas en el afluente y en el efluente de cada tubo fueron los siguientes:

V.1.2.2.2.1. pH

El pH medio del agua de mar del afluente durante la fase de tratamiento fue de 8,17. En el efluente del tubo tratado con CEMs el valor medio fue de 8,11, lo que representó una disminución del 0,73% frente al valor medio del afluente. En el efluente del tubo sin tratamiento el valor medio fue de 8,09, representando una disminución del 0,98% frente al valor medio del afluente (Figura V.42). La desviación media entre los efluentes fue de 0,02, siendo mayor en el tubo con tratamiento AF debido a la precipitación de los iones presentes en el agua de mar mediante los CEMs.

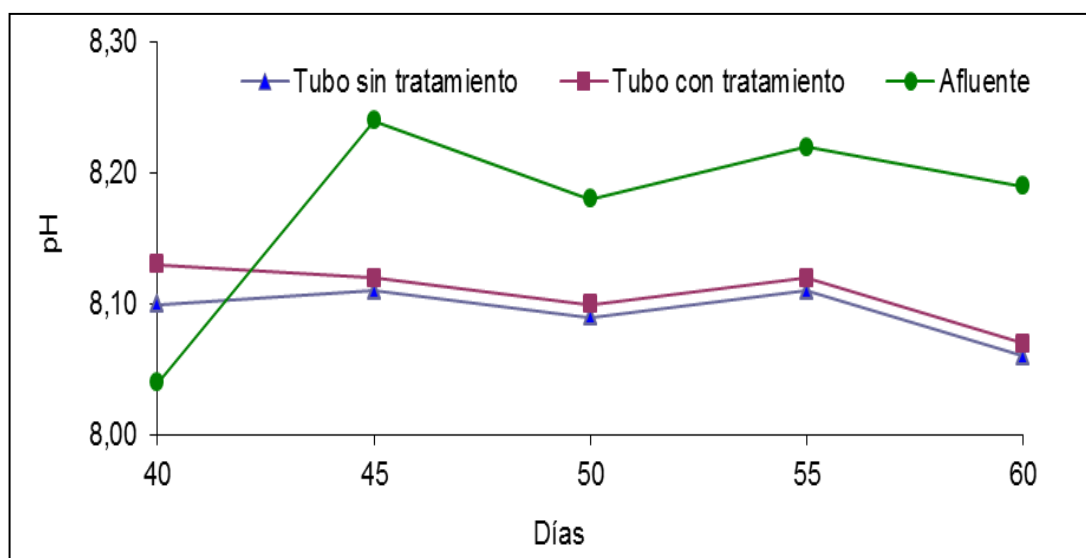


Figura V.42. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.2.2.2. Conductividad

La conductividad media del agua de mar del afluente durante la fase de tratamiento fue de 56,2 mS/cm. En el efluente del tubo tratado con CEMs el

valor medio fue de 52,7 mS/cm. Esto representó una disminución del 6,2% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 53,5 mS/cm, representando una disminución del 4,8% frente al valor medio del afluente (Figura V.43). La desviación media entre efluentes fue de 0,8 mS/cm, lo que reflejó una mayor precipitación y adhesión de iones sobre las paredes del tubo con tratamiento AF.

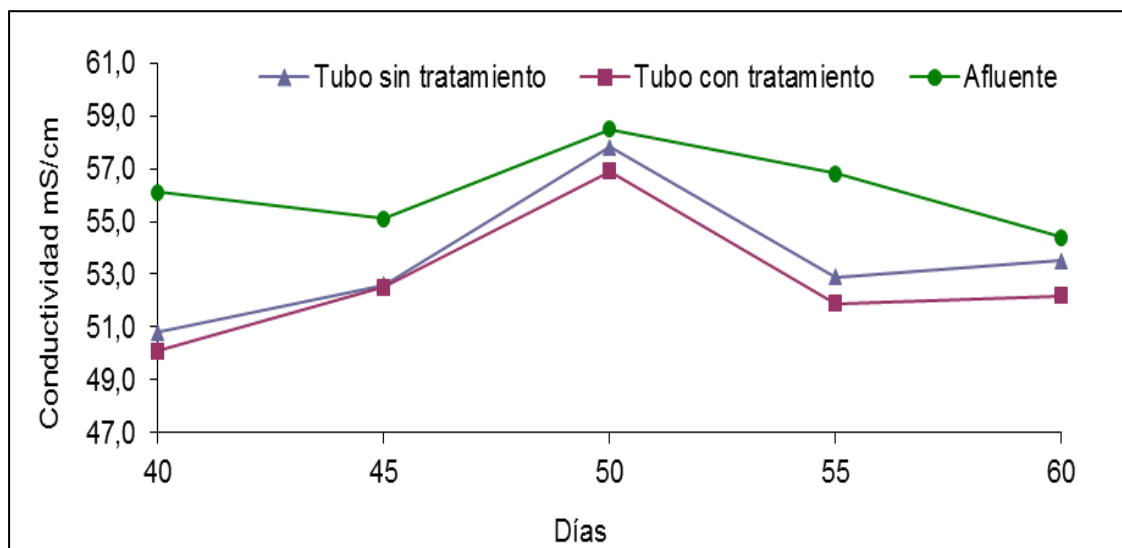


Figura V.43. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.2.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto medio del agua de mar del afluente durante la fase de tratamiento fue de 8,51 mg/L. En el efluente del tubo tratado con CEMs el valor medio fue de 8,33 mg/L, lo que representó una disminución del 2,11% frente al valor medio del afluente. En el efluente del tubo sin tratamiento el valor medio fue de 8,35 mg/L, representando una disminución del 1,88% frente al valor medio del afluente (Figura V.44). La desviación media entre efluentes fue de 0,02 mg/L, mayor en el tubo sin tratamiento debido a la mayor cantidad de biopelícula acumulada.

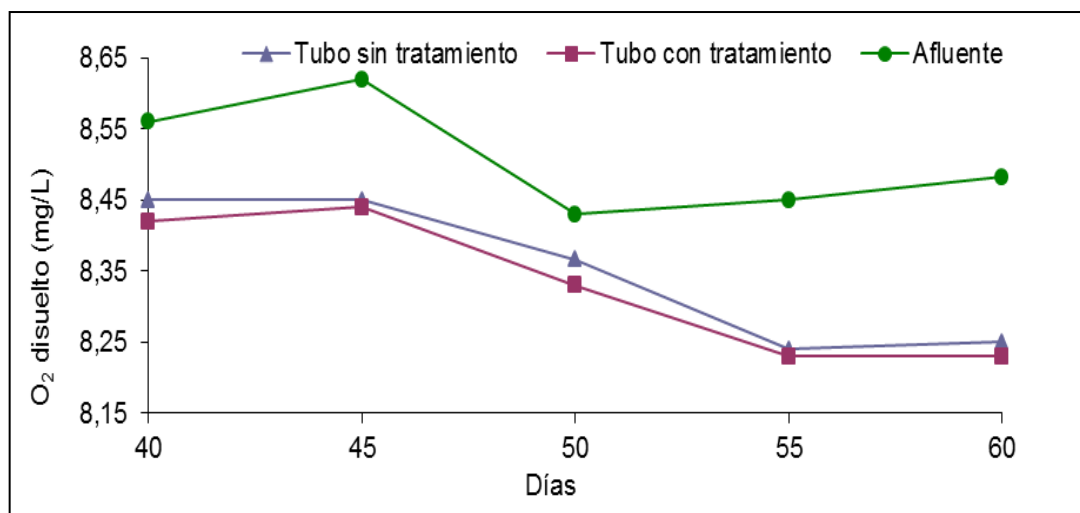


Figura V.44. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento.

V.1.2.2.2.4. Dureza total

La dureza total del agua de mar del afluente durante la fase de tratamiento alcanzó un valor medio de 2674 mg/L. En el efluente del tubo tratado con CEMs el valor medio fue de 2546 mg/L, representando una disminución del 4,8% frente al valor medio del afluente. En el efluente del tubo sin tratamiento el valor medio fue de 2613 mg/L, lo que supuso una disminución del 2,3% frente al valor medio del afluente (Figura V.45). La desviación media entre efluentes fue de 67 mg/L, siendo debida a la precipitación de CaCO_3 producida por los CEMs durante la fase de tratamiento.

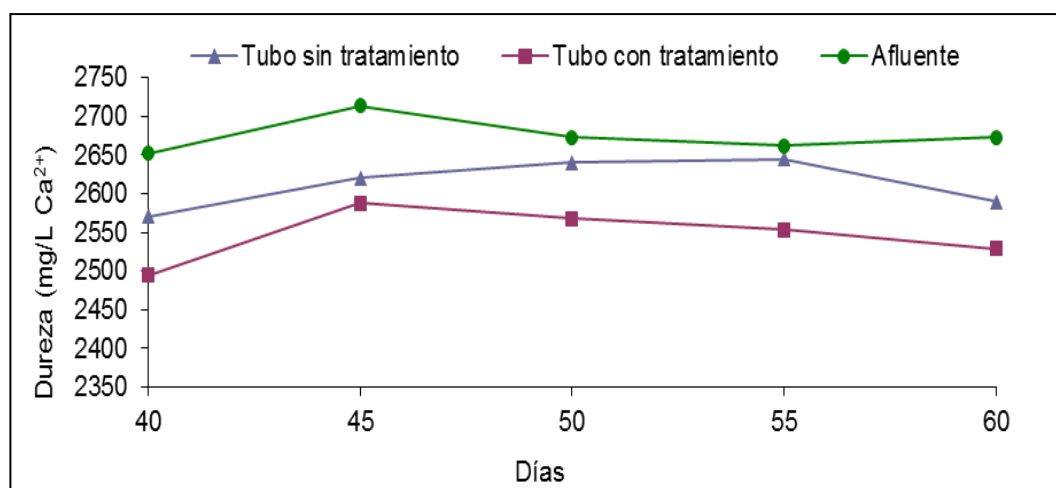


Figura V.45. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.1.2.2.2.5. Contenido de calcio iónico

El Ca^{2+} medio del agua de mar del afluente durante la fase de tratamiento fue de 348 mg/L. En el efluente del tubo tratado con CEMs el valor medio fue de 331 mg/L, lo que representó una disminución del 4,9% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 340 mg/L, representando una disminución del 2,29% frente al valor medio del afluente (Figura V.46). La desviación media entre efluentes fue de 9 mg/L, debiéndose a la capacidad de los CEMs para precipitar los iones de calcio.

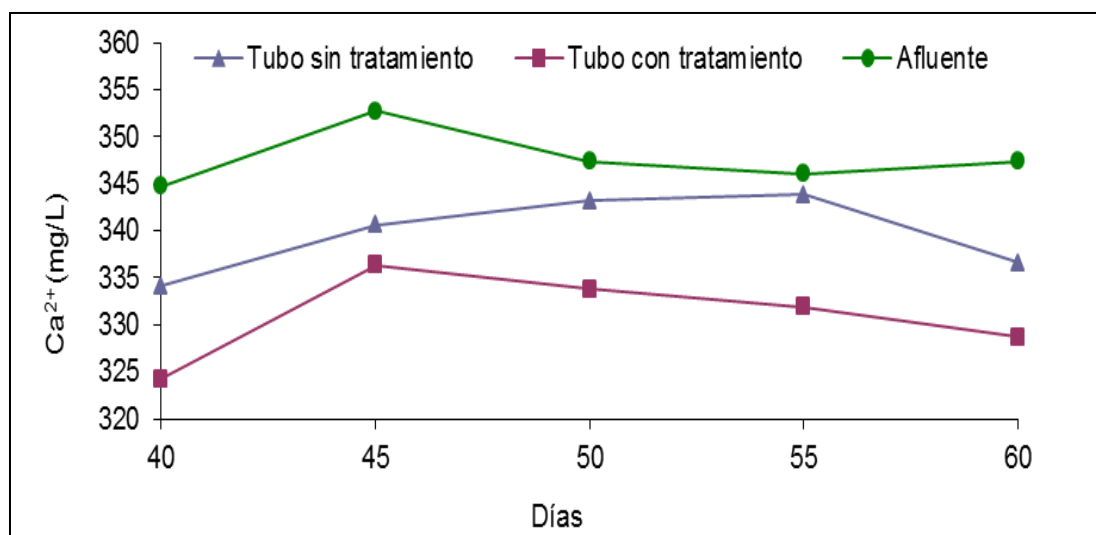


Figura V.46. Calcio iónico disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.

V.2. EXPERIMENTO B:

MANTENIMIENTO DE LAS CONDICIONES DE LIMPIEZA INICIALES DE LOS TUBOS

El experimento constó de una única fase de 60 días en la que el agua de mar de refrigeración se trató con el tratamiento físico antifouling con campos electromagnéticos desde el comienzo de la experimentación, con el fin de mantener las condiciones de limpieza iniciales de los tubos.

V.2.1. Tubo de acero inoxidable AISI 316L

El tubo 2 se sometió al tratamiento antifouling con CEMs, mientras que el tubo 1 se utilizó como control sin tratar para comparar resultados.

V.2.1.1. Caracterización de la biopelícula

V.2.1.1.1. Medidas indirectas

Al final de la experimentación (día 60), el incremento respecto al valor inicial (día 0) de la variable R_f fue del 25% en el tubo de control sin tratamiento y del 13% en el tubo con tratamiento, mientras que la variable f se incrementó el 105% en el tubo de control sin tratamiento y el 38% en el tubo tratado con CEMs (Tabla V.9).

Día	R_f		ΔR_f		% R_f		f		Δf		% f	
	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2	Tubo 1	Tubo 2
0	0,71	0,90	0,00	0,00	0,0	0,0	0,020	0,034	0,000	0,000	0,0	0,0
1	0,74	0,91	0,03	0,01	4,2	1,1	0,024	0,036	0,004	0,002	20,0	5,9
2	0,68	0,92	-0,03	0,02	-4,2	2,2	0,019	0,037	-0,001	0,003	-5,0	8,8
3	0,71	0,90	0,00	0,00	0,0	0,0	0,018	0,036	-0,002	0,002	-10,0	5,9
4	0,71	0,91	0,00	0,01	0,0	1,1	0,018	0,037	-0,002	0,003	-10,0	8,8
5	0,72	0,91	0,01	0,01	1,4	1,1	0,018	0,036	-0,002	0,002	-10,0	5,9
6	0,73	0,91	0,02	0,01	2,8	1,1	0,021	0,036	0,001	0,002	5,0	5,9
7	0,73	0,93	0,02	0,03	2,8	3,3	0,022	0,038	0,002	0,004	10,0	11,8
8	0,73	0,94	0,02	0,04	2,8	4,4	0,023	0,038	0,003	0,004	15,0	11,8
9	0,73	0,94	0,02	0,04	2,8	4,4	0,023	0,040	0,003	0,006	15,0	17,6
10	0,75	0,94	0,04	0,04	5,6	4,4	0,023	0,037	0,003	0,003	15,0	8,8
11	0,71	0,92	0,00	0,02	0,0	2,2	0,022	0,037	0,002	0,003	10,0	8,8

V. Resultados

12	0,71	0,93	0,00	0,03	0,0	3,3	0,022	0,037	0,002	0,003	10,0	8,8
13	0,71	0,93	0,00	0,03	0,0	3,3	0,022	0,037	0,002	0,003	10,0	8,8
14	0,73	0,93	0,02	0,03	2,8	3,3	0,021	0,037	0,001	0,003	5,0	8,8
15	0,71	0,94	0,00	0,04	0,0	4,4	0,020	0,037	0,000	0,003	0,0	8,8
16	0,78	0,93	0,07	0,03	9,9	3,3	0,020	0,033	0,000	-0,001	0,0	-2,9
17	0,79	0,94	0,08	0,04	11,3	4,4	0,021	0,034	0,001	0,000	5,0	0,0
18	0,79	0,93	0,08	0,03	11,3	3,3	0,021	0,035	0,001	0,001	5,0	2,9
19	0,79	0,94	0,08	0,04	11,3	4,4	0,021	0,037	0,001	0,003	5,0	8,8
20	0,79	0,94	0,08	0,04	11,3	4,4	0,020	0,035	0,000	0,001	0,0	2,9
21	0,79	0,95	0,08	0,05	11,3	5,6	0,020	0,035	0,000	0,001	0,0	2,9
22	0,81	0,96	0,10	0,06	14,1	6,7	0,020	0,035	0,000	0,001	0,0	2,9
23	0,81	0,96	0,10	0,06	14,1	6,7	0,021	0,036	0,001	0,002	5,0	5,9
24	0,82	0,96	0,11	0,06	15,5	6,7	0,021	0,037	0,001	0,003	5,0	8,8
25	0,80	0,95	0,09	0,05	12,7	5,6	0,021	0,037	0,001	0,003	5,0	8,8
26	0,84	0,97	0,13	0,07	18,3	7,8	0,022	0,038	0,002	0,004	10,0	11,8
27	0,82	0,95	0,11	0,05	15,5	5,6	0,024	0,037	0,004	0,003	20,0	8,8
28	0,80	0,98	0,09	0,08	12,7	8,9	0,024	0,039	0,004	0,005	20,0	14,7
29	0,81	1,01	0,10	0,11	14,1	12,2	0,025	0,040	0,005	0,006	25,0	17,6
30	0,83	1,01	0,12	0,11	16,9	12,2	0,026	0,040	0,006	0,006	30,0	17,6
31	0,82	1,01	0,11	0,11	15,5	12,2	0,027	0,040	0,007	0,006	35,0	17,6
32	0,82	1,02	0,11	0,12	15,5	13,3	0,027	0,041	0,007	0,007	35,0	20,6
33	0,89	1,02	0,18	0,12	25,4	13,3	0,030	0,039	0,010	0,005	50,0	14,7
34	0,87	1,02	0,16	0,12	22,5	13,3	0,032	0,040	0,012	0,006	60,0	17,6
35	0,89	1,03	0,18	0,13	25,4	14,4	0,031	0,040	0,011	0,006	55,0	17,6
36	0,91	1,03	0,20	0,13	28,2	14,4	0,034	0,041	0,014	0,007	70,0	20,6
37	0,92	1,03	0,21	0,13	29,6	14,4	0,033	0,040	0,013	0,006	65,0	17,6
38	0,91	1,05	0,20	0,15	28,2	16,7	0,034	0,040	0,014	0,006	70,0	17,6
39	0,91	1,09	0,20	0,19	28,2	21,1	0,037	0,040	0,017	0,006	85,0	17,6
40	0,89	1,06	0,18	0,16	25,4	17,8	0,036	0,042	0,016	0,008	80,0	23,5
41	0,89	1,07	0,18	0,17	25,4	18,9	0,034	0,042	0,014	0,008	70,0	23,5
42	0,90	1,04	0,19	0,14	26,8	15,6	0,038	0,043	0,018	0,009	90,0	26,5
43	0,90	1,05	0,19	0,15	26,8	16,7	0,038	0,041	0,018	0,007	90,0	20,6
44	0,86	1,05	0,15	0,15	21,1	16,7	0,038	0,043	0,018	0,009	90,0	26,5
45	0,90	1,09	0,19	0,19	26,8	21,1	0,039	0,043	0,019	0,009	95,0	26,5
46	0,90	1,03	0,19	0,13	26,8	14,4	0,039	0,044	0,019	0,010	95,0	29,4
47	0,88	1,05	0,17	0,15	23,9	16,7	0,039	0,046	0,019	0,012	95,0	35,3
48	0,89	1,06	0,18	0,16	25,4	17,8	0,041	0,047	0,021	0,013	105,0	38,2
49	0,90	1,06	0,19	0,16	26,8	17,8	0,041	0,046	0,021	0,012	105,0	35,3
50	0,94	1,05	0,23	0,15	32,4	16,7	0,041	0,049	0,021	0,015	105,0	44,1
51	0,93	1,08	0,22	0,18	31,0	20,0	0,041	0,048	0,021	0,014	105,0	41,2
52	0,96	1,09	0,25	0,19	35,2	21,1	0,043	0,048	0,023	0,014	115,0	41,2
53	0,91	1,05	0,20	0,15	28,2	16,7	0,042	0,048	0,022	0,014	110,0	41,2
54	0,91	1,05	0,20	0,15	28,2	16,7	0,040	0,045	0,020	0,011	100,0	32,4
55	0,88	0,99	0,17	0,09	23,9	10,0	0,042	0,049	0,022	0,015	110,0	44,1
56	0,90	1,05	0,19	0,15	26,8	16,7	0,041	0,048	0,021	0,014	105,0	41,2
57	0,93	1,07	0,22	0,17	31,0	18,9	0,040	0,050	0,020	0,016	100,0	47,1
58	0,92	1,01	0,21	0,11	29,6	12,2	0,041	0,048	0,021	0,014	105,0	41,2
59	0,88	1,03	0,17	0,13	23,9	14,4	0,042	0,047	0,022	0,013	110,0	38,2
60	0,89	1,02	0,18	0,12	25,4	13,3	0,041	0,047	0,021	0,013	105,0	38,2

Tabla V.9. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante el experimento B en los tubos de acero inoxidable AISI 316L.

Como en el experimento A, la evolución de R_f (Figura V.47) y f (Figura V.48) describió una curva sigmoideal característica en la que se diferenciaron tres fases:

1. **Fase de inducción.** Colonización bacteriana de la superficie. La evolución de R_f indica que esta fase duró 15 días, con incrementos del 0% en el tubo sin tratamiento y del 4% en el tubo tratado. En el caso de f , duró 23 días, con incrementos del 5% en el tubo sin tratamiento y del 6% en el tubo con tratamiento. En esta fase se registraron valores negativos de R_f de hasta el 4% el día 2 y del 10% en f los días 3, 4 y 5 en el tubo sin tratamiento, mientras que en el tubo tratado no se registraron incrementos negativos de R_f y fueron de hasta el 3% el día 16 en el caso de f .
2. **Fase de crecimiento exponencial.** Desarrollo de la biopelícula. R_f muestra que esta fase duró hasta el día 40, con incrementos del 25% en el tubo sin tratamiento y del 18% en el tubo tratado. En el caso de f , duró hasta el día 46, con incrementos del 95% para el tubo sin tratamiento y del 29% para el tubo con tratamiento.
3. **Fase de aplanamiento.** Equilibrio entre la mortalidad y el crecimiento de la biopelícula que supone que la curva de evolución de ambas variables se aplane. Al final de la experimentación, los valores de R_f se incrementaron el 25% en el tubo sin tratamiento y el 13% en el tubo tratado, mientras que los de f , se incrementaron el 105% en el tubo sin tratamiento y del 38% en el tubo tratado con CEMs.

La reducción del ΔR_f y Δf debida al tratamiento con CEMs al final de la experimentación fue del 33% y del 38% respectivamente.

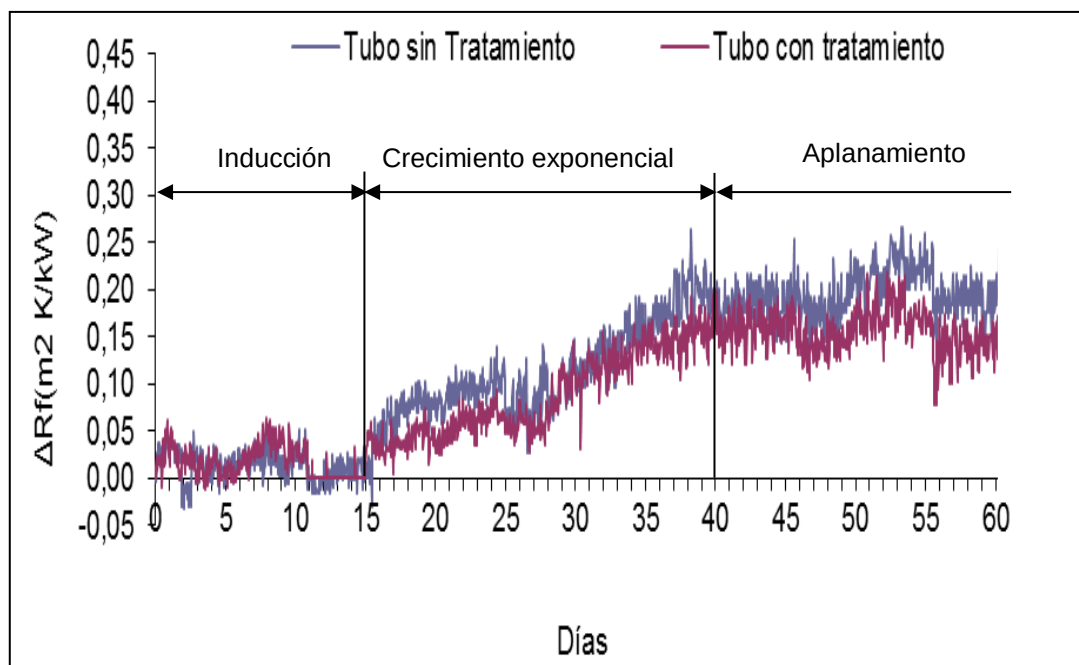


Figura V.47. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

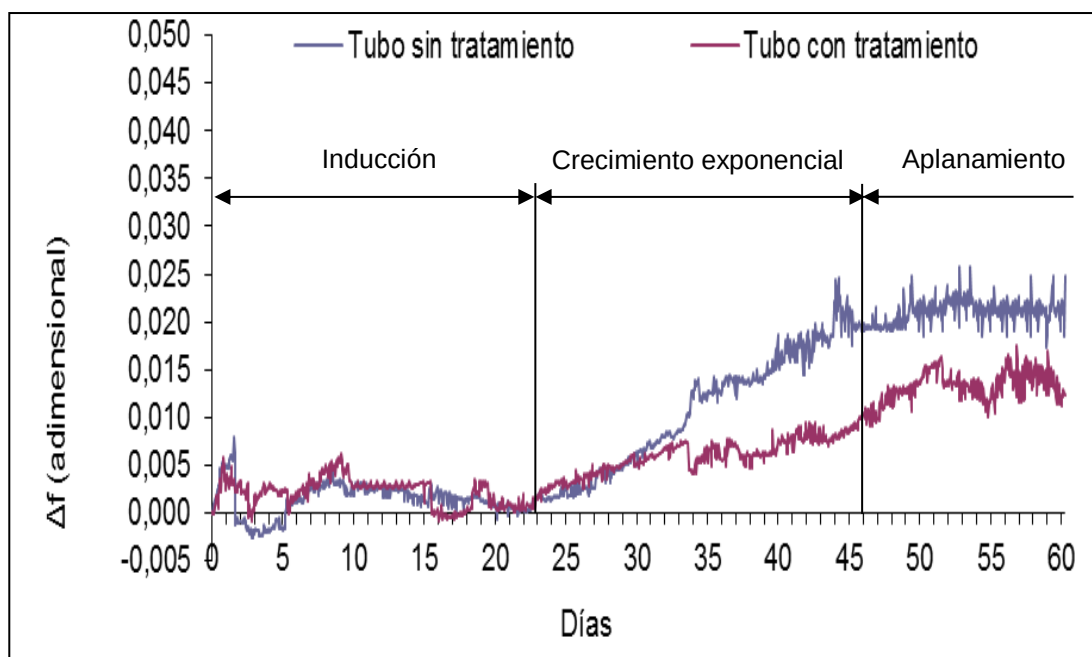


Figura V.48. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.1.1.2. Medidas directas

Finalizada la experimentación, las medidas directas tomadas en el tubo de control sin tratamiento antifouling determinaron un espesor de la biopelícula adherida al tubo de 271 μm , compuesta por el 90% de agua, 7% de materia inorgánica y 3% de materia orgánica (Figura V.49). La concentración de sólidos disueltos fue de 2,74 mg/cm^2 , de los que el 27% fue materia orgánica y el 73% materia inorgánica.

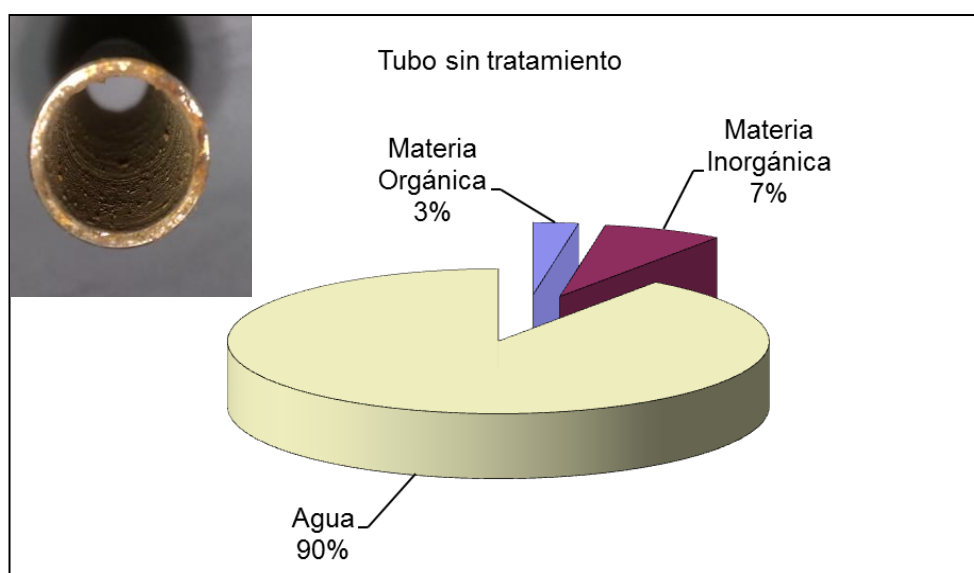


Figura V.49. Composición del biofouling adherido sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316L sin tratamiento al final del experimento B.

El espesor de la biopelícula adherida sobre el tubo tratado con CEMs fue de 224 μm , lo que representó una reducción frente al tubo sin tratar del 17%. En su composición, el 94% fue agua, el 4% materia inorgánica y el 2% materia orgánica (Figura V.50). El tratamiento supuso una reducción de los sólidos disueltos del 50%, resultando una biopelícula con una concentración de sólidos disueltos de 1,36 mg/cm^2 , de los que el 36% fue materia orgánica y el 64% materia inorgánica.

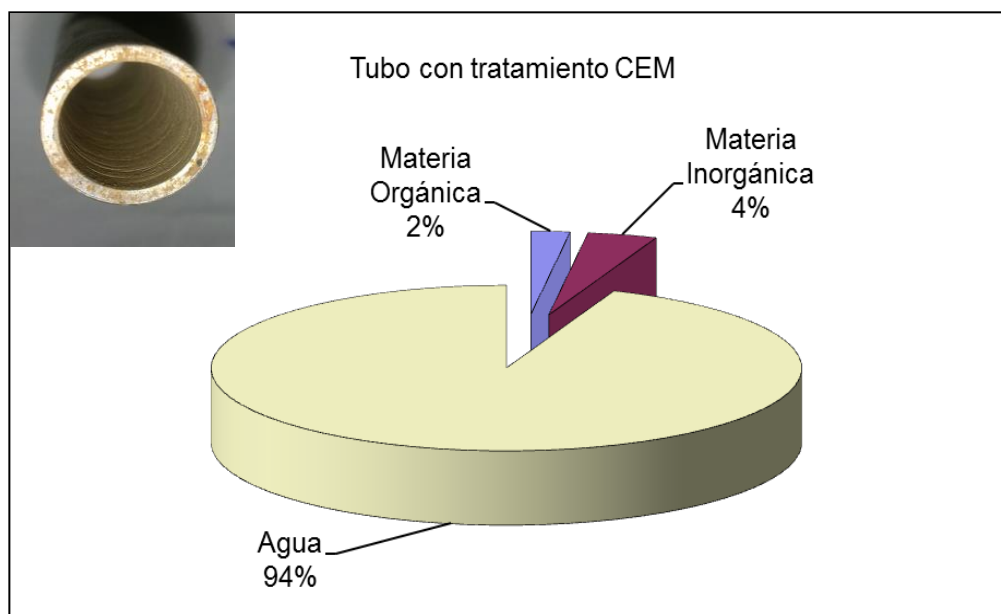


Figura V.50. Composición del biofouling adherido sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316L con tratamiento al final del experimento B.

V.2.1.1.3. Conductividad térmica aparente

Teniendo en cuenta que más del 90% de la composición de la biopelícula fue agua y que la conductividad térmica del agua de mar es 0,6 W W/m K (Sharqawy et al. 2010), la conductividad térmica de la biopelícula dependió de la concentración y caracterización de los sólidos disueltos presentes. De este modo, la conductividad térmica aparente de la biopelícula adherida sobre el tubo tratado con CEMs resultó ser mayor que la adherida sobre el tubo sin tratar (Tabla V.10), ya que la naturaleza de los sólidos adheridos al tubo tratado determinó que la conductividad térmica de los depósitos fuese mayor.

Tubos	Material	Tratamiento	ΔR_f (m ² K/ kW)	e (μm)	λ (W/ m K)
1	316L	Control	0,18	271	1,5006
2	316L	CEMs	0,12	224	1,8666

Tabla V.10. Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida sobre los tubos con y sin tratamiento con CEMs al final del experimento B.

V.2.1.1.4. Efectividad térmica de los tubos

Respecto al inicio de la experimentación (día 0), la efectividad térmica del tubo tratado (ϵ) se redujo un 11%, mientras que en el tubo de control sin tratamiento disminuyó un 18%. Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs permitió reducir un 7% la pérdida de efectividad térmica en el tubo respecto al tubo sin tratar. Esta variable demostró ser inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor (Figura V.51). Un aumento de R_f del 25% se tradujo en una reducción de ϵ del 18% en el tubo sin tratamiento, mientras que en el tubo con tratamiento un aumento de R_f del 13% significó una reducción de ϵ del 11%.

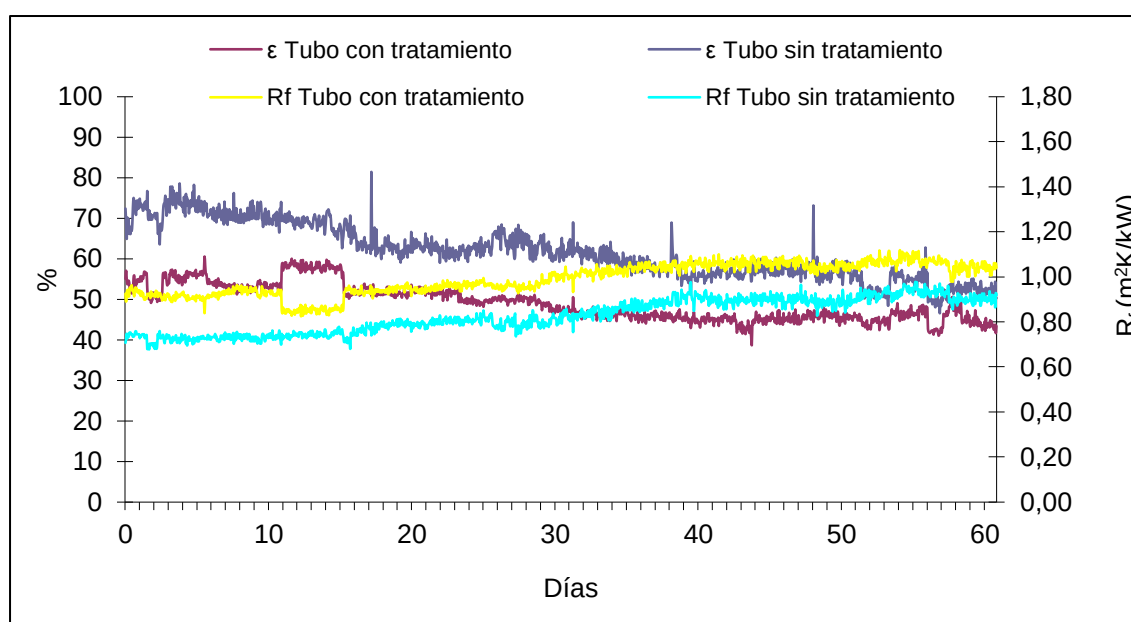


Figura V.51. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.1.1.5. Área bajo la curva

El ABC del ΔR_f durante la experimentación fue de 7,02 m²K/kW x día en el tubo sin tratamiento y de 5,61 m²K/kW x día en el tubo tratado (Figura V.52), lo que supuso una reducción del 20%.

El ABC del Δf fue de 0,58 x día en el tubo sin tratamiento y de 0,39 x día en el tubo tratado con CEMs (Figura V.53), representando una reducción del 33%.

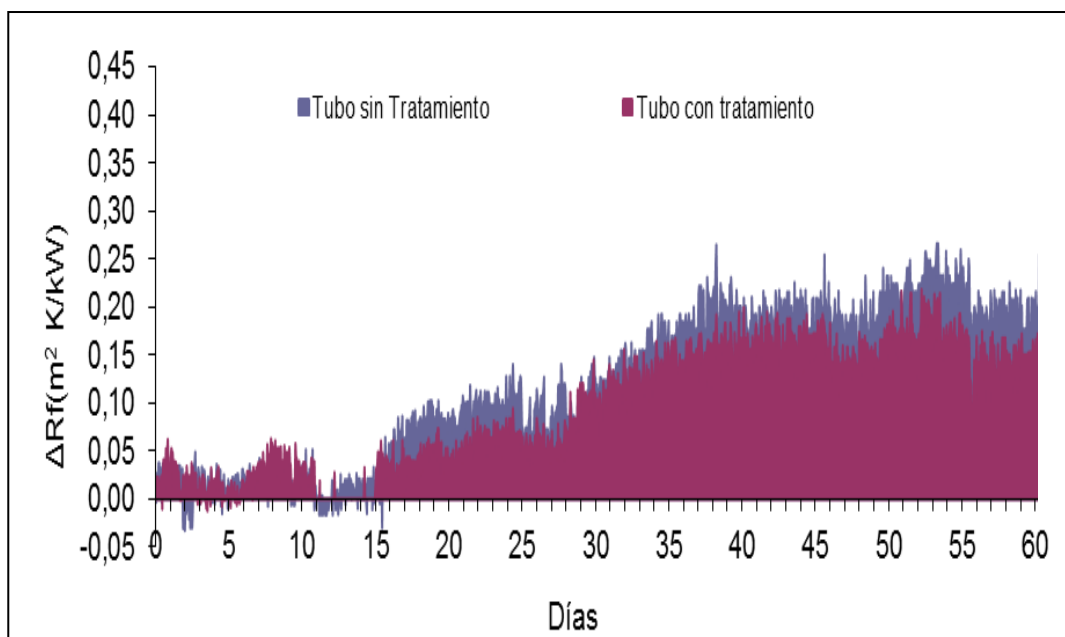


Figura V.52. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

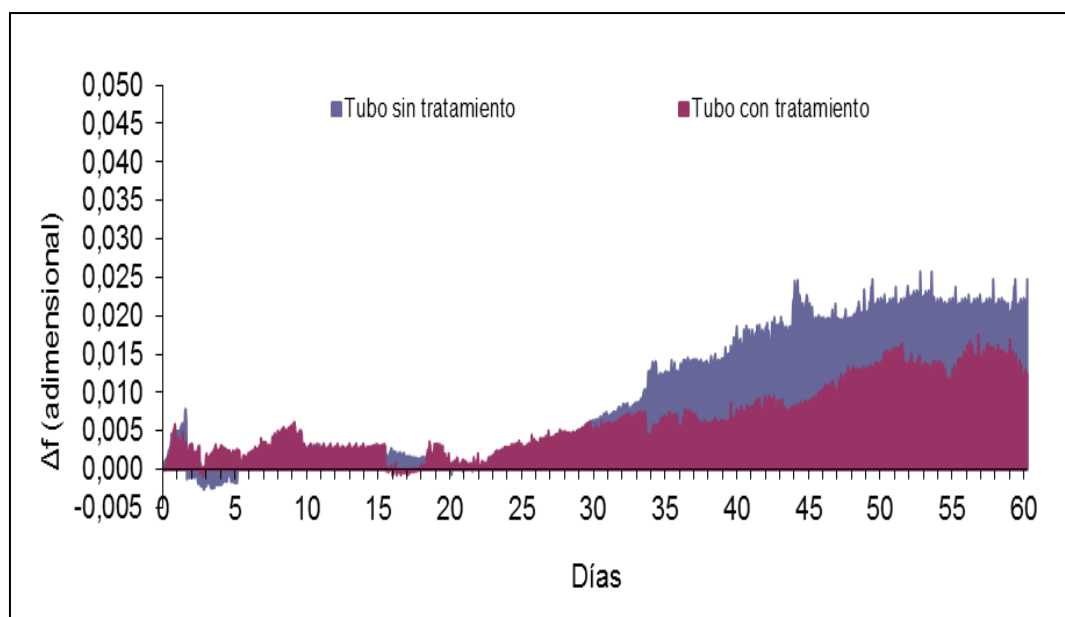


Figura V.53. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.1.1.6. Análisis estadístico

Estadísticamente, los valores de la variable R_f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,1645 con una desviación típica de 0,0321 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,1563 y 0,1727. El valor estadístico t fue 40,0 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.11).

En cuanto a los valores de la variable f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,0111 con una desviación típica de 0,0048 entre el tubo sin tratamiento y el tratado. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,0099 y 0,0124. El valor estadístico t fue 18,0 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.11).

	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia		t	gl	Sig. (bilateral) (p)
				Superior	Inferior			
Rf	0,1645	0,0321	0,0041	0,1563	0,1727	40,0124	60	0,0000
f	0,0111	0,0048	0,0006	0,0099	0,0124	18,0490	60	0,0000

Tabla V.11. Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.1.1.7. Microscopia

La muestra deshidratada tomada en el tubo sin tratamiento mostró gran presencia de matrices de carbonatos y una textura de conglomerados formada por granos de cuarzo monocristalino, micas y carbonatos cálcicos (Figura V.54b). En cambio, en la muestra del tubo tratado con CEMs se observó una matriz de biopelícula arenosa con una textura de conglomerados de granos de cuarzo monocristalinos con menor presencia de carbonatos cálcicos (Figura V.54a).

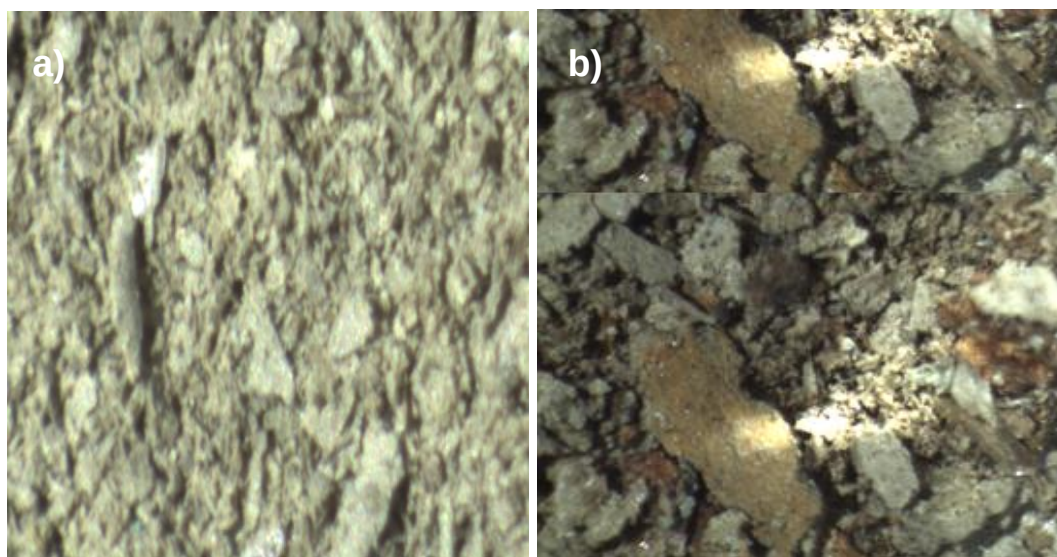


Figura V.54. Muestras de la biopelícula deshidratada al final del experimento B:
a) tubo con tratamiento y b) tubo sin tratamiento (2X).

V.2.1.2. Características físico-químicas del agua de mar

A continuación se muestran los resultados de las magnitudes físico-químicas medidas en el afluente y en el efluente de cada tubo.

V.2.1.2.1. pH

El pH medio del agua de mar del afluente fue de 8,07. Tanto en el efluente del tubo tratado con CEMs como en el del tubo sin tratar, el valor medio fue de 8,09, lo que representó un incremento del 0,24% frente al valor medio del afluente (Figura V.55). Esta diferencia se debe principalmente al incremento de temperatura del efluente con respecto al afluente.

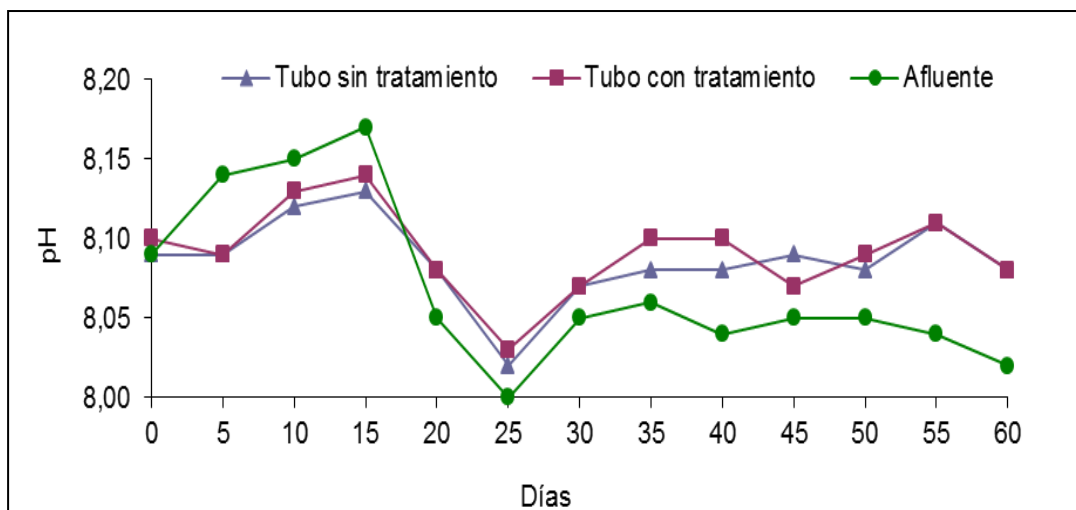


Figura V.55. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.1.2.2. Conductividad

La conductividad media del agua de mar en el afluente fue de 55,3 mS/cm. El valor medio del efluente en el tubo tratado fue de 53,7 mS/cm, lo que representó una disminución del 2,9% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio del efluente fue de 54,4 mS/cm, representando una disminución del 1,6% frente al valor medio del afluente (Figura V.56). La desviación media entre los efluentes fue de 0,7 mS/cm, siendo menor en el tubo con tratamiento debido a la precipitación de los sólidos disueltos en el agua de mar provocada por el tratamiento con CEMs.

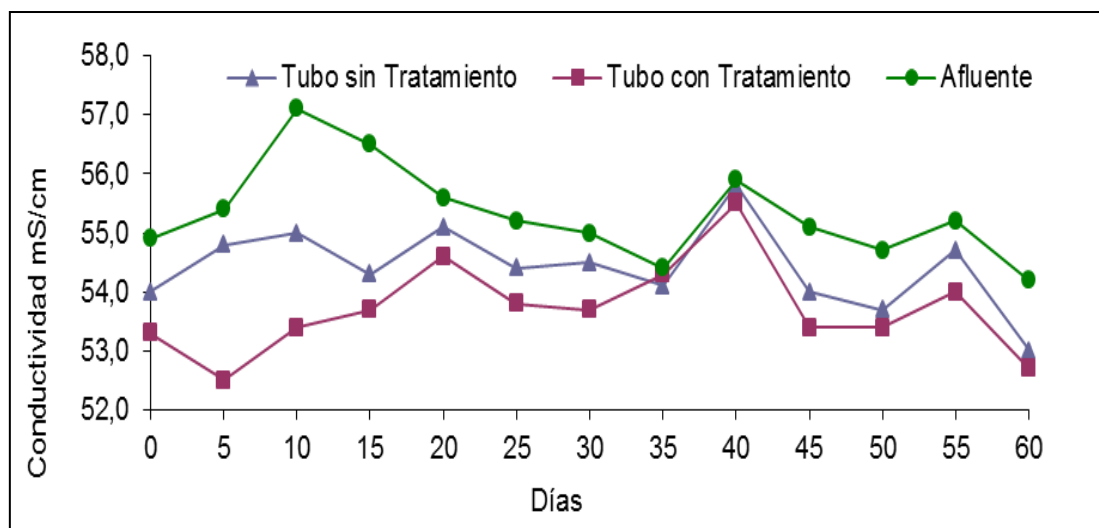


Figura V.56. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.1.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto medio del agua de mar en el afluente durante la experimentación fue de 8,42 mg/L. El valor medio del efluente en el tubo tratado con CEMs fue de 8,26 mg/L, lo que representó una disminución del 1,9% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 8,24 mg/L, representando una disminución del 2,1% frente al valor medio del afluente (Figura V.57). La desviación media entre los dos efluentes fue de 0,02 mg/L, siendo la temperatura y en menor medida la actividad biológica del agua de mar los parámetros que determinaron las mínimas diferencias registradas en ambos tubos.

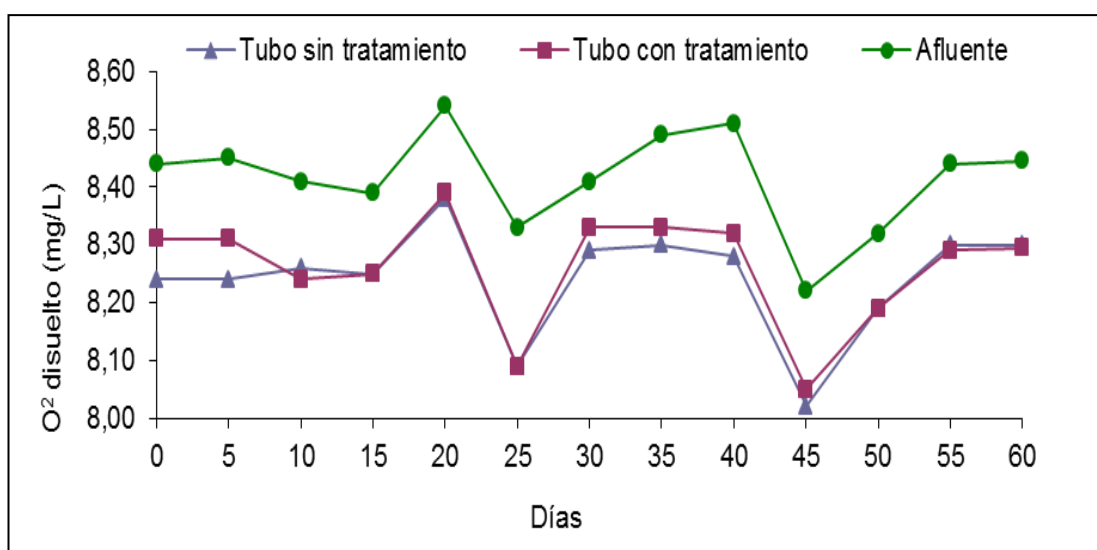


Figura V.57. Oxígeno disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.1.2.4. Dureza total

La dureza total media del agua de mar en el afluente fue de 2690 mg/L. El valor medio en el efluente del tubo con tratado con CEMs fue de 2573 mg/L, lo que representó una disminución del 4,5% frente al valor medio del afluente. En el efluente del tubo sin tratamiento el valor medio fue de 2648 g/L, representando un disminución del 1,5% frente al valor medio del afluente (Figura V.58). La desviación media entre efluentes fue de 75 mg/L, debida a la precipitación de los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} inducida por el tratamiento con CEMs.

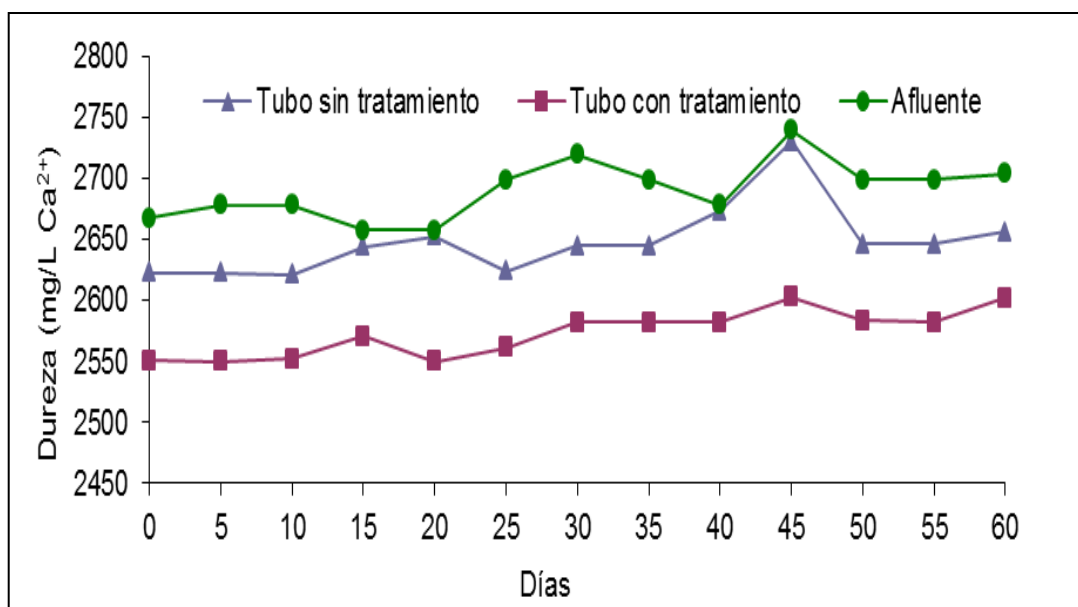


Figura V.58. Dureza total en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.1.2.5. Contenido de calcio iónico

El calcio iónico medio del agua de mar en el afluente fue de 350 mg/L. En el efluente del tubo con tratamiento con CEMs el valor medio fue de 335 mg/L, lo que representó una disminución del 4,3% respecto al valor medio del afluente. El efluente del tubo sin tratamiento tuvo un valor medio de 344 mg/L (Figura V.59), representado una disminución del 2,8% respecto al afluente. La desviación media entre el tubo sin y con tratamiento fue de 9 mg/L, lo que representó una disminución del 1,7% frente al efluente sin tratamiento. Esta variación fue provocada por los CEMs que incrementaron la precipitación de los iones de calcio.

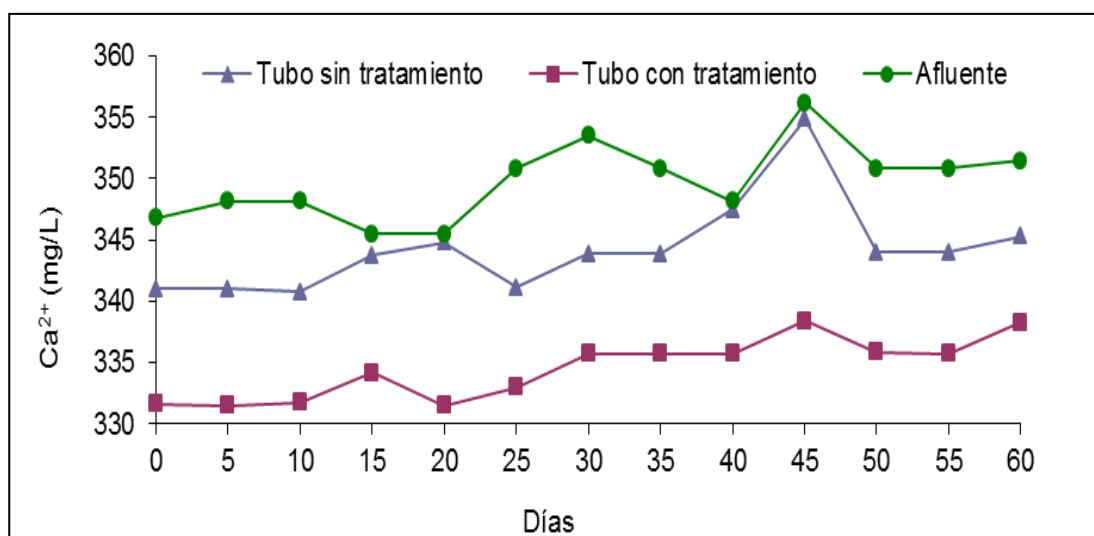


Figura V.59. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.

V.2.2. Tubo de acero inoxidable AISI 316Ti

El tubo 3 se sometió al tratamiento antifouling con CEMs, mientras que el tubo 4 se utilizó como control sin tratar para comparar resultados.

V.2.2.1. Caracterización de la biopelícula

V.2.2.1.1. Medidas indirectas

La evolución de R_f (Figura V.60) y f (Figura V.61) describió la curva sigmoideal característica descrita en el apartado V.2.1.1.1. La evolución de R_f determinó que la fase de inducción duró 12 días, con incrementos del 3% en el tubo sin tratamiento y del 1% en el tubo tratado. En el caso de f , también fue de 12 días, con incrementos del 17% en el tubo sin tratamiento y del 6% en el tubo con tratamiento. En esta fase se registraron valores negativos de R_f de hasta el 3% en el tubo sin tratamiento y del 4% en el tubo tratado. En cuanto a f , se registraron valores negativos de hasta el 11% únicamente en el tubo sin tratamiento (Tabla V.12).

Día	R_f		ΔR_f		$\%R_f$		f		Δf		$\%f$	
	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4	Tubo 3	Tubo 4
0	0,88	0,93	0,00	0,00	0,0	0,0	0,016	0,018	0,000	0,000	0,0	0,0
1	0,89	0,90	0,01	-0,03	1,1	-3,2	0,017	0,016	0,001	-0,002	6,3	-11,1
2	0,84	0,93	-0,04	0,00	-4,5	0,0	0,018	0,017	0,002	-0,001	12,5	-5,6
3	0,87	0,94	-0,01	0,01	-1,1	1,1	0,016	0,017	0,000	-0,001	0,0	-5,6
4	0,84	0,90	-0,04	-0,03	-4,5	-3,2	0,016	0,017	0,000	-0,001	0,0	-5,6
5	0,86	0,91	-0,02	-0,02	-2,3	-2,2	0,016	0,019	0,000	0,001	0,0	5,6
6	0,87	0,93	-0,01	0,00	-1,1	0,0	0,017	0,018	0,001	0,000	6,3	0,0
7	0,88	0,97	0,00	0,04	0,0	4,3	0,016	0,019	0,000	0,001	0,0	5,6
8	0,88	0,94	0,00	0,01	0,0	1,1	0,016	0,019	0,000	0,001	0,0	5,6
9	0,87	0,94	-0,01	0,01	-1,1	1,1	0,016	0,020	0,000	0,002	0,0	11,1
10	0,86	0,95	-0,02	0,02	-2,3	2,2	0,016	0,019	0,000	0,001	0,0	5,6
11	0,87	1,00	-0,01	0,07	-1,1	7,5	0,016	0,021	0,000	0,003	0,0	16,7
12	0,89	0,96	0,01	0,03	1,1	3,2	0,017	0,021	0,001	0,003	6,3	16,7
13	0,90	1,02	0,02	0,09	2,3	9,7	0,016	0,022	0,000	0,004	0,0	22,2
14	0,93	0,97	0,05	0,04	5,7	4,3	0,017	0,022	0,001	0,004	6,3	22,2
15	0,92	1,00	0,04	0,07	4,5	7,5	0,019	0,022	0,003	0,004	18,8	22,2
16	0,91	0,99	0,03	0,06	3,4	6,5	0,019	0,022	0,003	0,004	18,8	22,2
17	0,92	1,00	0,04	0,07	4,5	7,5	0,018	0,022	0,002	0,004	12,5	22,2
18	0,92	1,02	0,04	0,09	4,5	9,7	0,019	0,021	0,003	0,003	18,8	16,7
19	0,94	1,05	0,06	0,12	6,8	12,9	0,021	0,026	0,005	0,008	31,3	44,4
20	0,94	1,00	0,06	0,07	6,8	7,5	0,022	0,026	0,006	0,008	37,5	44,4
21	0,96	1,03	0,08	0,10	9,1	10,8	0,023	0,026	0,007	0,008	43,8	44,4
22	0,92	0,97	0,04	0,04	4,5	4,3	0,025	0,027	0,009	0,009	56,3	50,0
23	0,91	0,97	0,03	0,04	3,4	4,3	0,024	0,027	0,008	0,009	50,0	50,0
24	0,93	0,98	0,05	0,05	5,7	5,4	0,024	0,027	0,008	0,009	50,0	50,0
25	0,92	1,01	0,04	0,08	4,5	8,6	0,025	0,027	0,009	0,009	56,3	50,0
26	0,93	0,98	0,05	0,05	5,7	5,4	0,025	0,027	0,009	0,009	56,3	50,0
27	0,94	0,99	0,06	0,06	6,8	6,5	0,025	0,028	0,009	0,010	56,3	55,6
28	0,94	1,04	0,06	0,11	6,8	11,8	0,025	0,027	0,009	0,009	56,3	50,0
29	0,95	1,04	0,07	0,11	8,0	11,8	0,022	0,030	0,006	0,012	37,5	66,7
30	0,96	1,04	0,08	0,11	9,1	11,8	0,025	0,031	0,009	0,013	56,3	72,2
31	0,99	1,07	0,11	0,14	12,5	15,1	0,027	0,032	0,011	0,014	68,8	77,8
32	0,96	1,04	0,08	0,11	9,1	11,8	0,028	0,029	0,012	0,011	75,0	61,1
33	0,98	1,09	0,10	0,16	11,4	17,2	0,025	0,032	0,009	0,014	56,3	77,8
34	0,98	1,10	0,10	0,17	11,4	18,3	0,026	0,032	0,010	0,014	62,5	77,8
35	0,96	1,12	0,08	0,19	9,1	20,4	0,029	0,031	0,013	0,013	81,3	72,2
36	0,98	1,12	0,10	0,19	11,4	20,4	0,029	0,032	0,013	0,014	81,3	77,8
37	0,98	1,10	0,10	0,17	11,4	18,3	0,027	0,033	0,011	0,015	68,8	83,3
38	1,02	1,12	0,14	0,19	15,9	20,4	0,028	0,035	0,012	0,017	75,0	94,4
39	1,01	1,08	0,13	0,15	14,8	16,1	0,027	0,036	0,011	0,018	68,8	100,0
40	1,03	1,15	0,15	0,22	17,0	23,7	0,028	0,034	0,012	0,016	75,0	88,9
41	1,03	1,13	0,15	0,20	17,0	21,5	0,028	0,035	0,012	0,017	75,0	94,4
42	0,97	1,18	0,09	0,25	10,2	26,9	0,030	0,037	0,014	0,019	87,5	105,6
43	0,99	1,15	0,11	0,22	12,5	23,7	0,031	0,037	0,015	0,019	93,8	105,6
44	1,00	1,11	0,12	0,18	13,6	19,4	0,032	0,038	0,016	0,020	100,0	111,1
45	0,97	1,13	0,09	0,20	10,2	21,5	0,032	0,039	0,016	0,021	100,0	116,7
46	1,02	1,18	0,14	0,25	15,9	26,9	0,031	0,041	0,015	0,023	93,8	127,8
47	0,98	1,18	0,10	0,25	11,4	26,9	0,033	0,042	0,017	0,024	106,3	133,3
48	0,97	1,17	0,09	0,24	10,2	25,8	0,033	0,043	0,017	0,025	106,3	138,9
49	0,98	1,20	0,10	0,27	11,4	29,0	0,032	0,045	0,016	0,027	100,0	150,0
50	1,00	1,21	0,12	0,28	13,6	30,1	0,030	0,044	0,014	0,026	87,5	144,4
51	1,03	1,17	0,15	0,24	17,0	25,8	0,032	0,047	0,016	0,029	100,0	161,1
52	1,00	1,12	0,12	0,19	13,6	20,4	0,031	0,049	0,015	0,031	93,8	172,2
53	1,02	1,17	0,14	0,24	15,9	25,8	0,034	0,046	0,018	0,028	112,5	155,6
54	1,01	1,15	0,13	0,22	14,8	23,7	0,035	0,047	0,019	0,029	118,8	161,1
55	1,03	1,13	0,15	0,20	17,0	21,5	0,034	0,047	0,018	0,029	112,5	161,1
56	1,03	1,13	0,15	0,20	17,0	21,5	0,033	0,046	0,017	0,028	106,3	155,6
57	1,02	1,15	0,14	0,22	15,9	23,7	0,034	0,047	0,018	0,029	112,5	161,1
58	1,06	1,13	0,18	0,20	20,5	21,5	0,032	0,046	0,016	0,028	100,0	155,6
59	1,03	1,15	0,15	0,22	17,0	23,7	0,035	0,046	0,019	0,028	118,8	155,6
60	1,05	1,15	0,17	0,22	19,3	23,7	0,033	0,044	0,017	0,026	106,3	144,4

Tabla V.12. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante el experimento B en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti.

La fase de crecimiento exponencial duró hasta el día 50 para R_f , con incrementos del 30% en el tubo sin tratamiento y del 14% en el tubo tratado. En el caso de f , que también duró hasta el día 50, los incrementos fueron del 144% para el tubo sin tratamiento y del 87% para el tubo tratado (Tabla V.12).

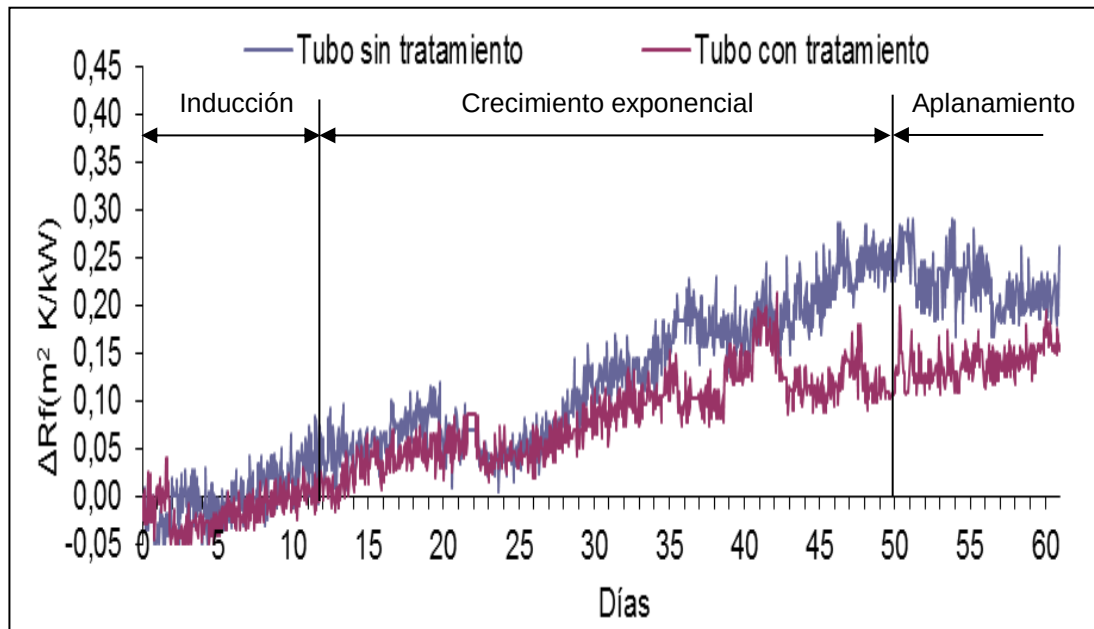


Figura V.60. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

Al final de la experimentación (día 60), el incremento respecto al valor inicial (día 0) de la variable R_f fue del 24% en el tubo de control sin tratamiento y del 19% en el tubo tratado con CEMs, mientras que el incremento de la variable f fue del 106% en el tubo sin tratar y del 144% en el tubo tratado (Tabla V.12). Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs permitió mantener parcialmente los valores iniciales de las variables indirectas, representando una diferencia entre el valor de la variable ΔR_f para el tubo tratado y sin tratar del 23% y del 35% para la variable Δf al final de la experimentación.

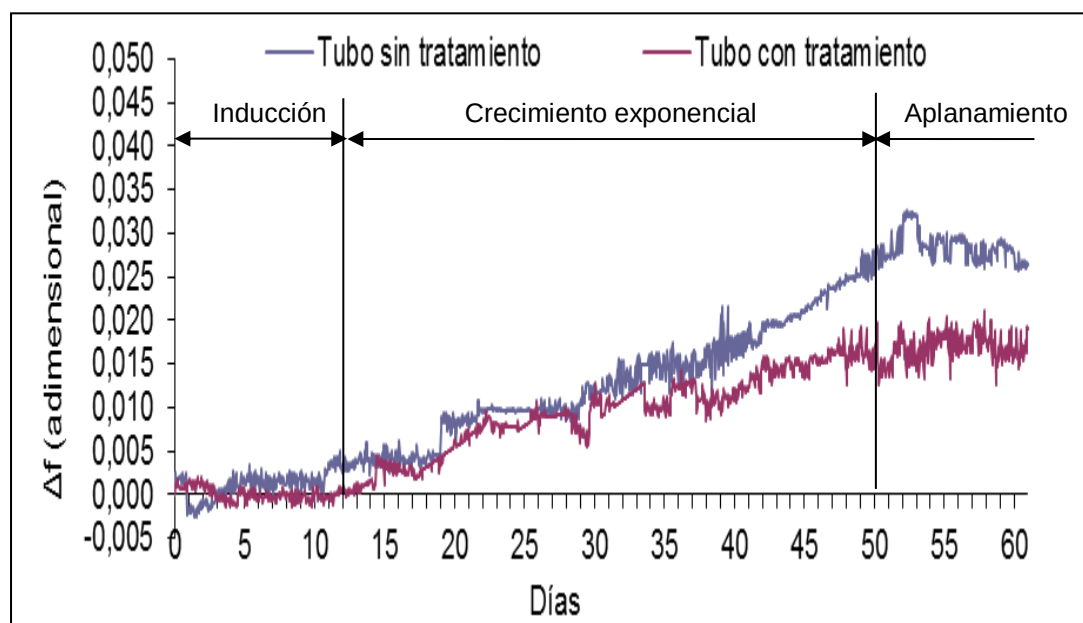


Figura V.61. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

V.2.2.1.2. Medidas directas

Finalizada la experimentación, las medidas directas tomadas en el tubo de control sin tratamiento antifouling determinaron un espesor de la biopelícula adherida de 205 μm , compuesta por un 83% de agua, 13% de materia inorgánica y 4% de materia orgánica (Figura V.62). La concentración de sólidos disueltos fue de 3,60 mg/cm^2 , de los que el 26% fue materia orgánica y el 74% materia inorgánica.

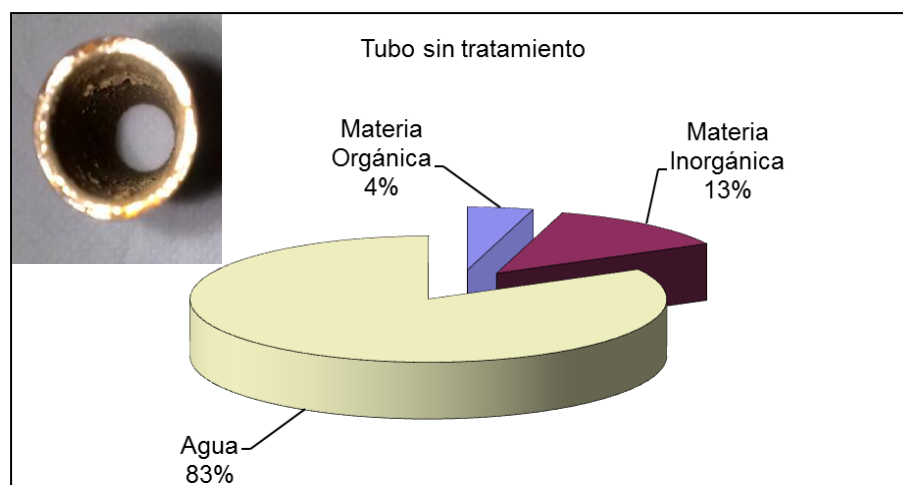


Figura V.62. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti sin tratamiento al final del experimento B.

El espesor de la biopelícula adherida sobre el tubo tratado con CEMs fue de 133 μm , lo que representó una reducción frente al tubo sin tratar del 35%. En su composición, el 92% fue agua, el 5% materia inorgánica y el 3% materia orgánica (Figura V.63). La concentración de sólidos disueltos de la biopelícula resultante en el tubo tratado con CEMs fue de 1,04 mg/cm^2 , de los que el 32% fue materia orgánica y el 68% materia inorgánica, representando una reducción de los sólidos disueltos respecto al tubo sin tratamiento del 71%.

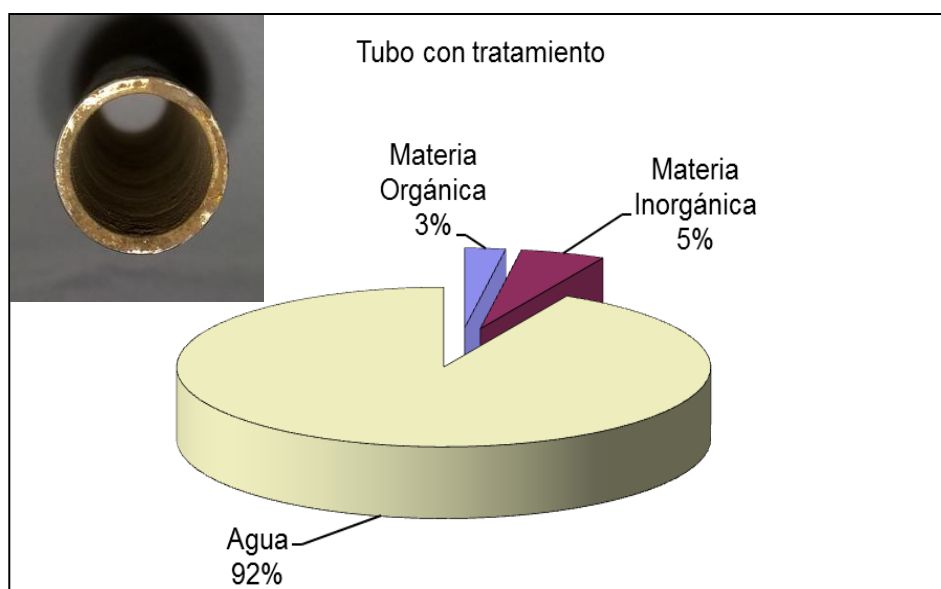


Figura V.63. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti tratado con CEM al final del experimento B.

V.2.2.1.3. Conductividad térmica aparente

Teniendo en cuenta que más del 80% de la composición de la biopelícula fue agua y que la conductividad térmica del agua de mar es 0,6 W/m K (Sharqawy et al. 2010), la conductividad térmica de la biopelícula (λ) dependió de la concentración de sólidos disueltos presente. En este caso, la conductividad térmica aparente de la biopelícula adherida al tubo tratado con CEMs resultó ser menor que la adherida al tubo sin tratar (Tabla V.13), ya que la conductividad térmica de los sólidos adheridos fue mayor que la del tubo sin tratar.

Tubos	Material	Aplicación	ΔR_f ($\text{m}^2 \text{ K/ kW}$)	e (μm)	λ (W/ m K)
3	316Ti	CEMs	0,17	133	0,7823
4	316Ti	Control	0,22	205	0,9318

Tabla V.13. Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida sobre los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti al final del experimento B.

V.2.2.1.4. Efectividad térmica de los tubos

Respecto a la condición de tubo limpio (día 0), la pérdida de efectividad térmica en el tubo tratado con CEMs fue del 7%, mientras que en el tubo de control sin tratamiento fue del 12%. Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs redujo la pérdida de efectividad térmica un 5% frente al tubo sin tratar al final de la experimentación. La efectividad térmica fue inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor (Figura V.64). Un incremento de R_f del 24% se tradujo en una reducción de ϵ del 12% en el tubo sin tratamiento, mientras que en el tubo con tratamiento un aumento de R_f del 19% significó una disminución de ϵ del 7%.

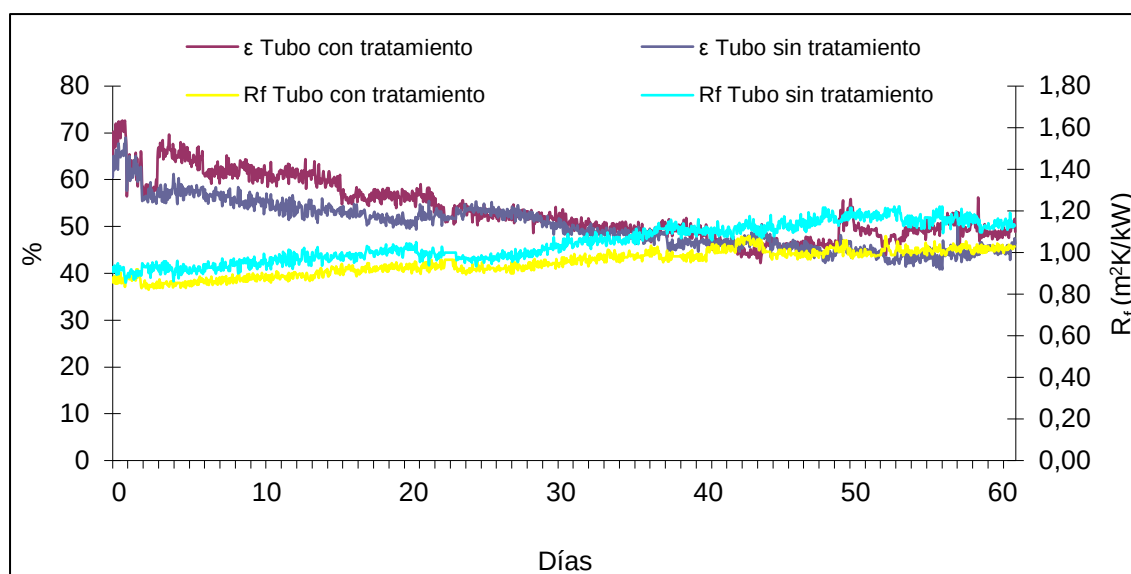


Figura V.64. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

V.2.2.1.5. Área bajo la curva

El ABC del ΔR_f durante la experimentación fue de 7,33 m²K/kW x día en el tubo sin tratamiento y de 4,63 m²K/kW x día en el tubo con tratamiento (Figura V.65) lo que supuso una reducción del 37%.

El ABC del Δf fue de 0,81 x día en el tubo sin tratamiento y de 0,53 x día en el tubo con tratamiento con CEMs (Figura V.66), representando una reducción del 35%.

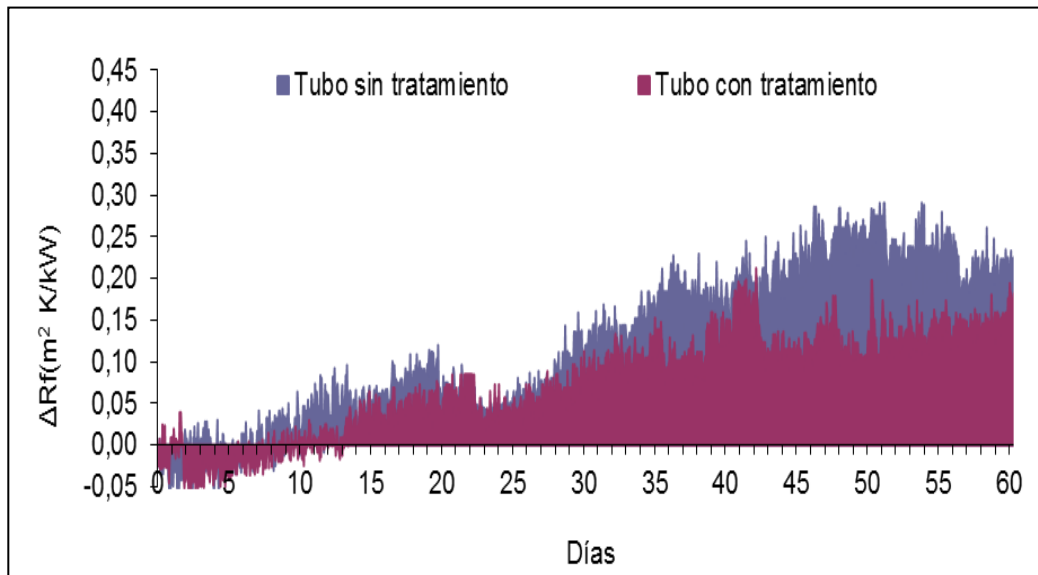


Figura V.65. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti con y sin tratamiento CEM durante el experimento B.

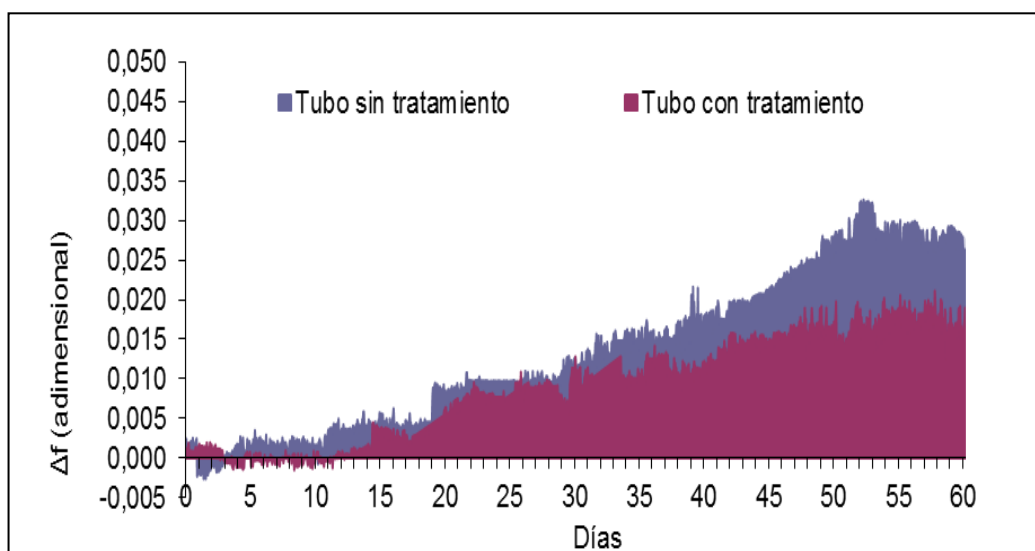


Figura V.66. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti con y sin tratamiento CEM durante el experimento B.

V.2.2.1.6. Análisis estadístico

Estadísticamente, los valores de la variable R_f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,1023 con una desviación típica de 0,0450 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,0908 y 0,1138. El valor estadístico t fue 17,73 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.14)

En cuanto a los valores de la variable f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,0060 con una desviación típica de 0,0044 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,0049 y 0,0071. El valor estadístico t fue 10,7 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.14).

	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia		t	gl	Sig. (bilateral) (p)
				Superior	Inferior			
R_f	0,1023	0,0450	0,0058	0,0908	0,1138	17,7300	60	0,0000
f	0,0060	0,0044	0,0006	0,0049	0,0071	10,7107	60	0,0000

Tabla V.14. Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

V.2.2.1.7. Microscopia

La muestra deshidratada tomada en el tubo sin tratamiento al final de la experimentación presentó gran presencia de matrices de carbonatos y una textura de conglomerados formada por granos de cuarzo monocristalino, micas y carbonatos cálcicos (Figura V.67b). En cambio, en la muestra del tubo tratado se observó una matriz de biopelícula arenosa con una textura de conglomerados de granos de cuarzo monocristalinos y menor presencia de carbonatos cálcicos (Figura V.67a).

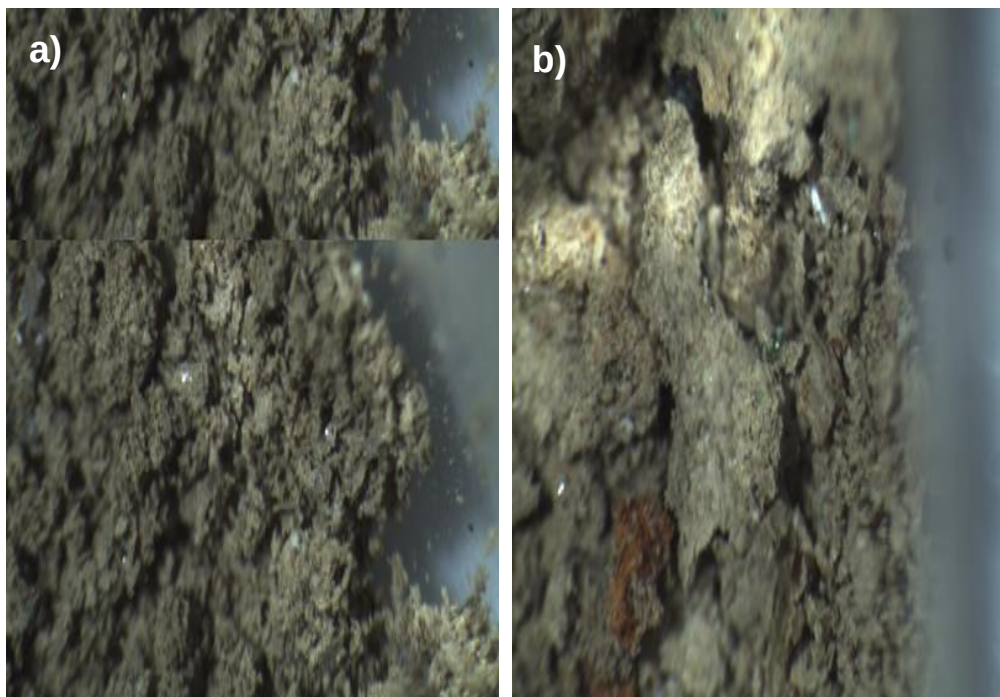


Figura V.67. Muestras de biopelícula deshidratada al final del experimento B: a) tubo sin tratamiento y b) tubo con tratamiento (3X).

V.2.2.2. Características físico-químicas del agua de mar

Los resultados de las magnitudes físico-químicas medidas en el afluente y en el efluente de cada tubo fueron los siguientes:

V.2.2.2.1. pH

El pH medio del agua de mar del afluente fue de 8,07. Tanto en el efluente del tubo tratado con CEMs en el del tubo sin tratar, el valor medio fue de 8,09, lo que representó un incremento del 0,24% frente al valor medio del afluente (Figura V.68). Esta diferencia se debió principalmente al incremento de temperatura que el agua de mar experimentó a su paso por el intercambiador de calor.

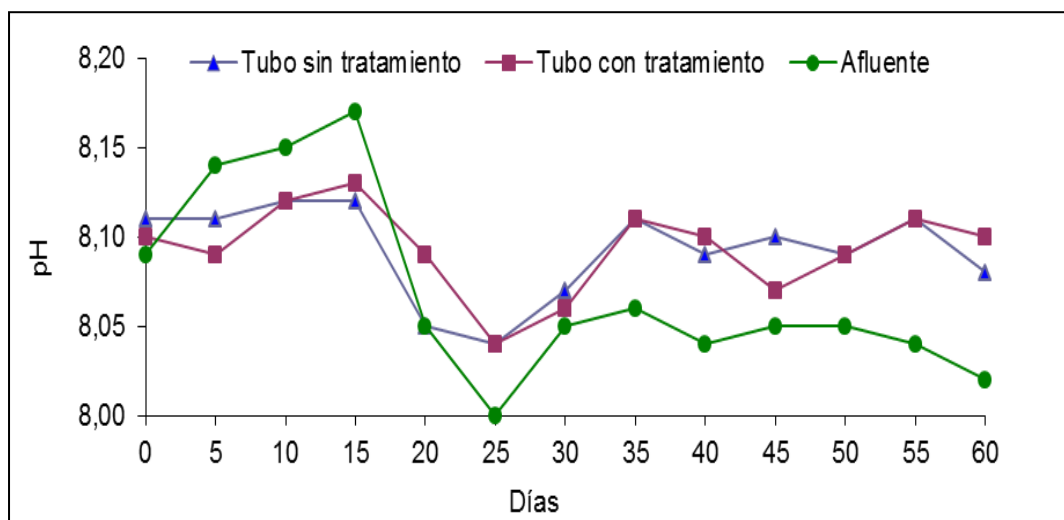


Figura V.68. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

V.2.2.2.2. Conductividad

La conductividad del agua de mar del afluente alcanzó un valor medio de 55,3 mS/cm. En el efluente del tubo con tratamiento el valor medio fue de 54,3 mS/cm, lo que representó una disminución del 1,8% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 54,7 mS/cm, representando una disminución del 1,1% frente al valor medio del afluente (Figura V.69). La desviación media entre los efluentes fue de 0,4 mS/cm debido a la temperatura y a la precipitación de los sólidos disueltos en el agua de mar.

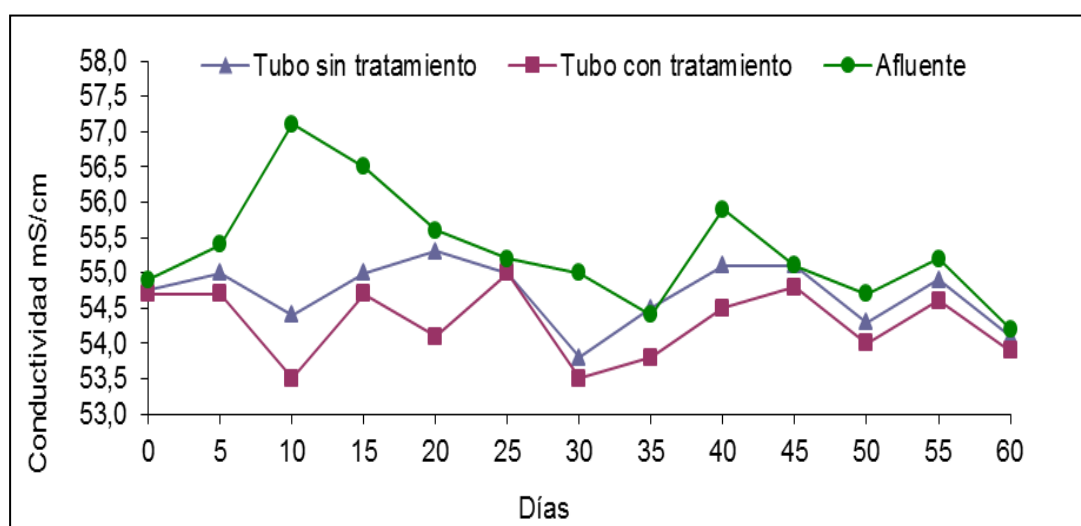


Figura V.69. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

V.2.2.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto del agua de mar del afluente mostró un valor medio de 8,42 mg/L. En el efluente del tubo con tratamiento el valor medio fue de 8,24 mg/L, lo que representó una disminución del 2,1% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 8,23 mg/L, representando una disminución del 2,2% frente al valor medio del afluente (Figura V.70). Las pequeñas diferencias entre el afluente y efluentes se debieron principalmente al incremento de temperatura que se producen en el agua de mar al atravesar el intercambiador de calor-condensador.

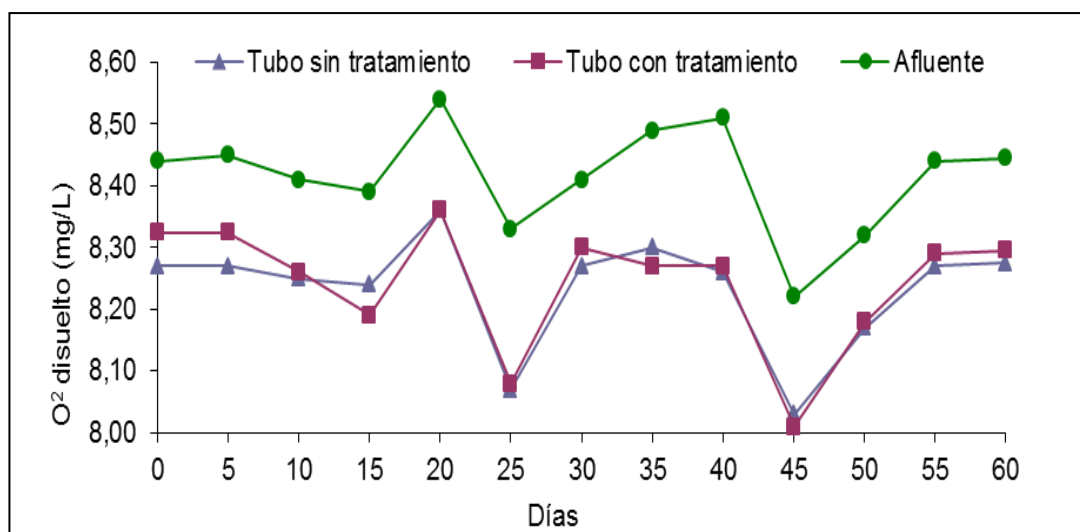


Figura V.70. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

V.2.2.2.4. Dureza total

La dureza total media del agua de mar del afluente fue de 2690 mg/L. En el efluente del tubo tratado con CEMs el valor medio fue de 2553 mg/L lo que supuso una disminución del 5,2% con respecto al afluente. En el efluente del tubo sin tratamiento el valor medio fue de 2633 mg/L (Figura V.71), representando una disminución del 2,2% frente al afluente. La desviación entre efluentes fue de 80 mg/L debido a la precipitación de iones disueltos provocada por los CEMs.

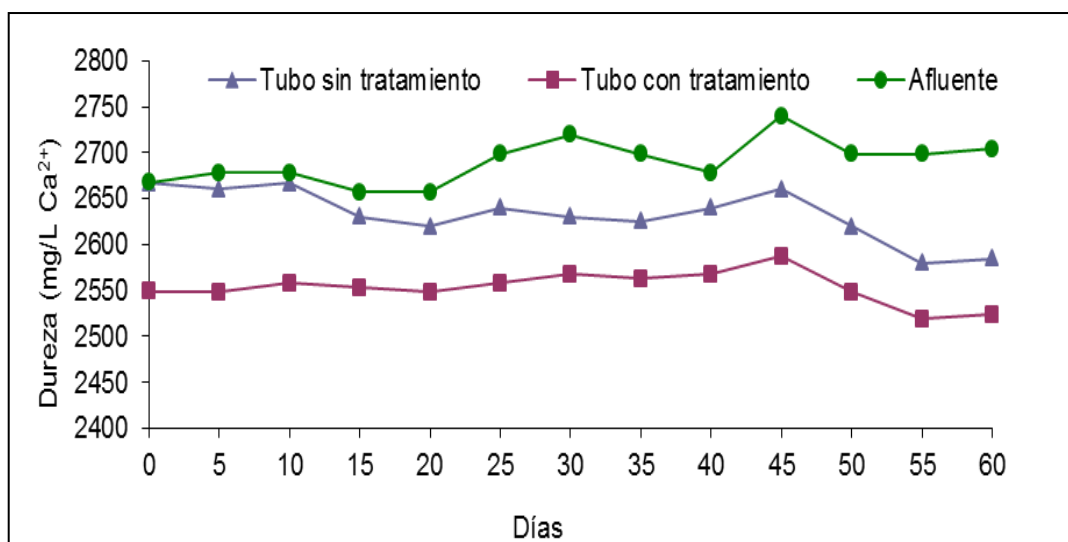


Figura V.71. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

V.2.2.2.5. Contenido de calcio iónico

El calcio iónico del agua de mar del afluente alcanzó un valor medio de 350 mg/L. En el efluente del tubo con tratamiento con CEMs el valor medio fue de 332 mg/L, lo que representó una disminución del 5,1% respecto al valor medio del afluente. En el efluente de tubo sin tratamiento el valor medio fue de 342 mg/L, con una disminución del 2,3% respecto al valor medio del afluente (Figura V.72). La desviación media entre el tubo sin y con tratamiento fue de 10 mg/L (2,9%) debido a la precipitación de los iones de Ca^{2+} .

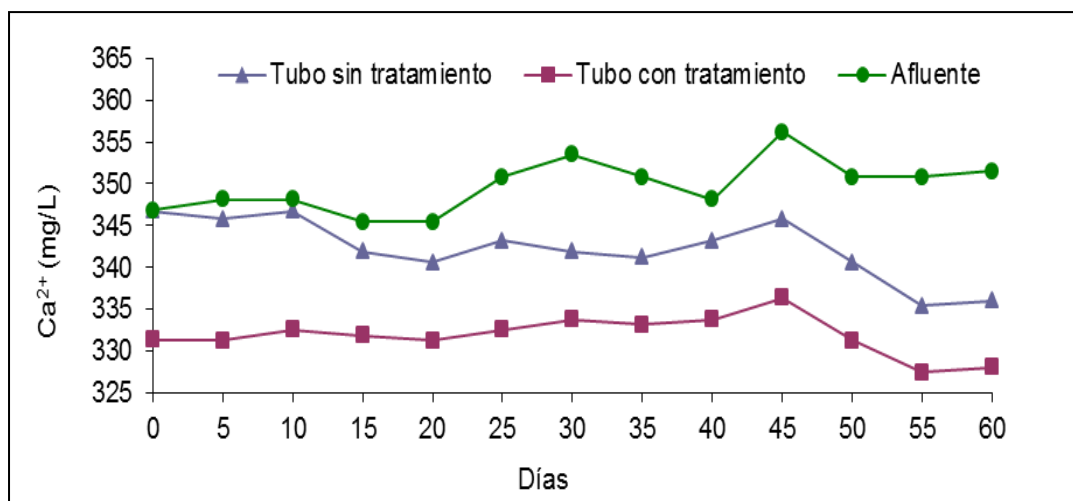


Figura V.72. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.

V.3. EXPERIMENTO C: **INFLUENCIA DE LA VELOCIDAD DE CIRCULACIÓN DEL** **AGUA DE REFRIGERACIÓN SOBRE EL GRADO DE** **ENSUCIAMIENTO DE LOS TUBOS**

Para las condiciones de ensayo del experimento B, se varió la velocidad del flujo de agua de mar de refrigeración de 1 a 1,6 m/s para evaluar su influencia sobre el proceso de crecimiento de la biopelícula y sobre la acción antifouling del tratamiento físico con campos electromagnéticos.

V.3.1. Tubo de acero inoxidable AISI 316L

Los tubos contruidos con este material se identificaron como tubos 5 y 6.

V.3.1.1. Caracterización de la biopelícula

V.3.1.1.1. Medidas indirectas

Al final de la experimentación (día 60), el incremento respecto al valor inicial (día 0) de la variable R_f fue del 22% en el tubo con tratamiento y del 24% en el tubo sin tratamiento, mientras que el incremento de la variable f fue del 29% en el tubo con tratamiento y del 30% en el tubo sin tratamiento (Tabla V.15). Como en los experimentos anteriores, la evolución de R_f (Figura V.73) y de f (Figura V.74) describió la curva sigmoideal definida por Eguía (1998) en la que se diferenciaron tres fases:

- 1. Fase de inducción.** Colonización bacteriana de la superficie. La evolución de R_f indica que esta fase duró 9 días, con incrementos del 21% en el tubo sin tratamiento y del 12% en el tubo con tratamiento. En el caso de f , en el tubo sin tratamiento duró 6 días con incrementos del 10% y en el tubo con tratamiento duró 13 días con incrementos del 7%. En esta fase se registraron valores negativos del 11% y 5% en R_f los días 2 y 5 para el tubo con tratamiento, pero no se registraron para el tubo sin tratamiento. En f , el día 2 se registraron valores negativos del 14% en el tubo con tratamiento.

- 2. Fase de crecimiento exponencial.** Desarrollo de la biopelícula. R_f muestra que esta fase duró hasta el día 29 en el tubo sin tratamiento con incrementos del 21% y hasta el día 41 en el tubo con tratamiento con incrementos del 16%. En el caso de f , esta fase duró hasta el día 25 en el tubo sin tratamiento con incrementos del 50% y hasta el día 41 en el tubo tratado con incrementos del 29%. Esta fase marcó las diferencias en los valores de f entre el tubo sin y con tratamiento, siendo la fase donde más influye el tratamiento de CEMs.
- 3. Fase de aplanamiento.** Equilibrio entre la mortalidad y el crecimiento de la biopelícula que supone que la curva de evolución de ambas variables se aplane. Al final de la experimentación, los valores de R_f se incrementaron el 24% en el tubo sin tratamiento y el 22% en el tubo con tratamiento, mientras que f se incrementó el 30% en el tubo sin tratamiento y el 29% en el tubo con tratamiento.

La reducción del ΔR_f y Δf debida al tratamiento fue del 36% y del 33% respectivamente.

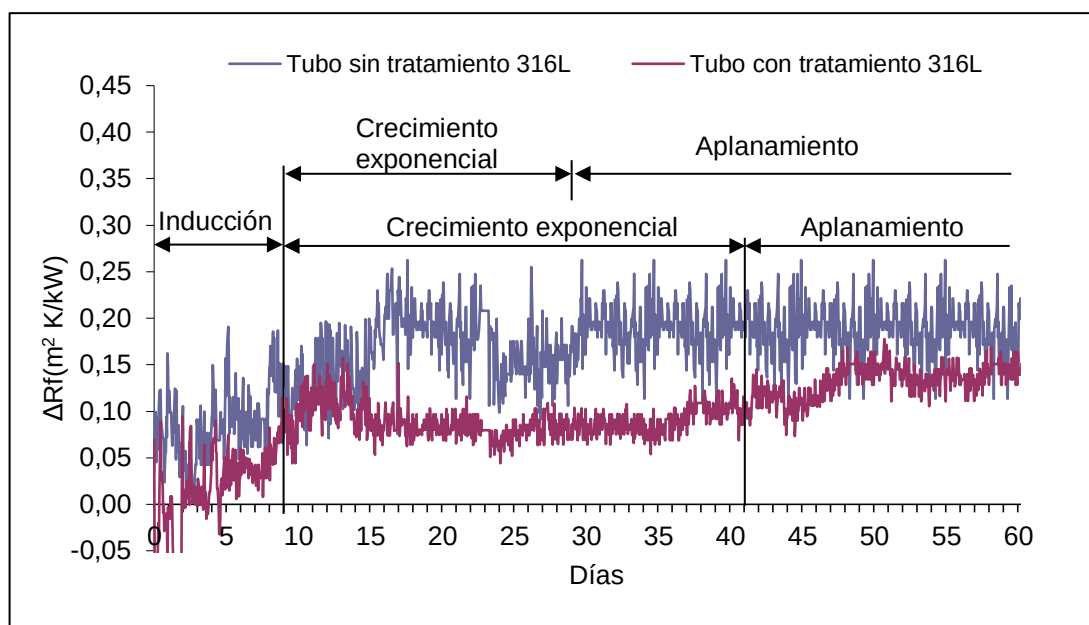


Figura V.73. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

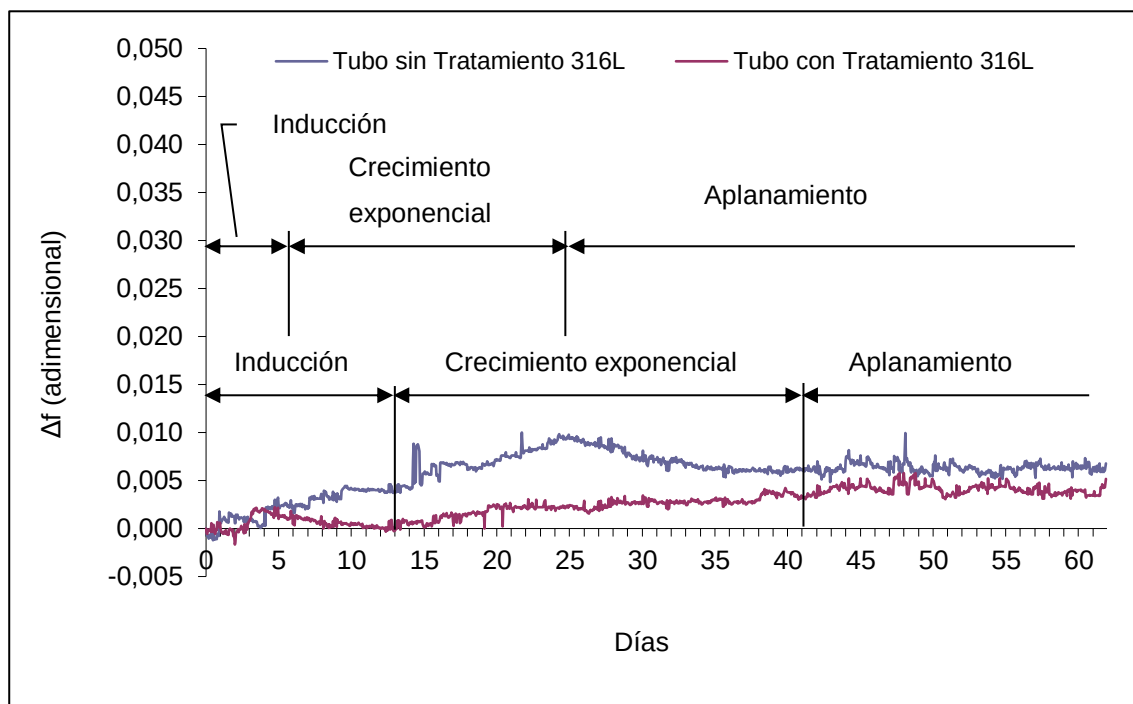


Figura V.74. Resistencia a la fricción del fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

Día	R_f		ΔR_f		$\%R_f$		f		Δf		$\%f$	
	Tubo 5	Tubo 6	Tubo 5	Tubo 6	Tubo 5	Tubo 6	Tubo 5	Tubo 6	Tubo 5	Tubo 6	Tubo 5	Tubo 6
0	0,64	0,90	0,00	0,00	0,0	0,0	0,014	0,020	0,000	0,000	0,0	0,0
1	0,73	1,02	0,09	0,12	14,1	13,3	0,014	0,021	0,000	0,001	0,0	5,0
2	0,57	1,02	-0,07	0,12	-10,9	13,3	0,012	0,021	-0,002	0,001	-14,3	5,0
3	0,71	0,98	0,07	0,08	10,9	8,9	0,015	0,021	0,001	0,001	7,1	5,0
4	0,71	1,00	0,07	0,10	10,9	11,1	0,016	0,022	0,002	0,002	14,3	10,0
5	0,61	0,97	-0,03	0,07	-4,7	7,8	0,015	0,022	0,001	0,002	7,1	10,0
6	0,67	1,02	0,03	0,12	4,7	13,3	0,014	0,022	0,000	0,002	0,0	10,0
7	0,67	1,03	0,03	0,13	4,7	14,4	0,015	0,023	0,001	0,003	7,1	15,0
8	0,65	0,99	0,01	0,09	1,6	10,0	0,015	0,024	0,001	0,004	7,1	20,0
9	0,72	1,09	0,08	0,19	12,5	21,1	0,015	0,023	0,001	0,003	7,1	15,0
10	0,69	1,03	0,05	0,13	7,8	14,4	0,015	0,024	0,001	0,004	7,1	20,0
11	0,75	1,03	0,11	0,13	17,2	14,4	0,014	0,024	0,000	0,004	0,0	20,0
12	0,73	1,09	0,09	0,19	14,1	21,1	0,014	0,024	0,000	0,004	0,0	20,0
13	0,73	1,06	0,09	0,16	14,1	17,8	0,015	0,025	0,001	0,005	7,1	25,0
14	0,73	1,09	0,09	0,19	14,1	21,1	0,015	0,027	0,001	0,007	7,1	35,0
15	0,74	1,07	0,10	0,17	15,6	18,9	0,015	0,026	0,001	0,006	7,1	30,0
16	0,72	1,08	0,08	0,18	12,5	20,0	0,015	0,027	0,001	0,007	7,1	35,0
17	0,72	1,11	0,08	0,21	12,5	23,3	0,015	0,027	0,001	0,007	7,1	35,0
18	0,73	1,06	0,09	0,16	14,1	17,8	0,016	0,026	0,002	0,006	14,3	30,0
19	0,74	1,10	0,10	0,20	15,6	22,2	0,016	0,027	0,002	0,007	14,3	35,0
20	0,72	1,08	0,08	0,18	12,5	20,0	0,016	0,028	0,002	0,008	14,3	40,0
21	0,74	1,08	0,10	0,18	15,6	20,0	0,016	0,028	0,002	0,008	14,3	40,0
22	0,73	1,08	0,09	0,18	14,1	20,0	0,017	0,028	0,003	0,008	21,4	40,0
23	0,72	1,11	0,08	0,21	12,5	23,3	0,016	0,028	0,002	0,008	14,3	40,0
24	0,70	1,02	0,06	0,12	9,4	13,3	0,016	0,029	0,002	0,009	14,3	45,0
25	0,74	1,08	0,10	0,18	15,6	20,0	0,016	0,030	0,002	0,010	14,3	50,0
26	0,73	1,04	0,09	0,14	14,1	15,6	0,016	0,029	0,002	0,009	14,3	45,0
27	0,71	1,11	0,07	0,21	10,9	23,3	0,016	0,028	0,002	0,008	14,3	40,0
28	0,72	1,03	0,08	0,13	12,5	14,4	0,017	0,028	0,003	0,008	21,4	40,0
29	0,73	1,09	0,09	0,19	14,1	21,1	0,017	0,027	0,003	0,007	21,4	35,0
30	0,71	1,13	0,07	0,23	10,9	25,6	0,017	0,027	0,003	0,007	21,4	35,0
31	0,74	1,09	0,10	0,19	15,6	21,1	0,017	0,027	0,003	0,007	21,4	35,0
32	0,72	1,11	0,08	0,21	12,5	23,3	0,017	0,027	0,003	0,007	21,4	35,0
33	0,72	1,08	0,08	0,18	12,5	20,0	0,017	0,026	0,003	0,006	21,4	30,0
34	0,72	1,06	0,08	0,16	12,5	17,8	0,017	0,026	0,003	0,006	21,4	30,0
35	0,72	1,10	0,08	0,20	12,5	22,2	0,017	0,026	0,003	0,006	21,4	30,0
36	0,75	1,12	0,11	0,22	17,2	24,4	0,017	0,026	0,003	0,006	21,4	30,0
37	0,74	1,11	0,10	0,21	15,6	23,3	0,017	0,026	0,003	0,006	21,4	30,0
38	0,74	1,10	0,10	0,20	15,6	22,2	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
39	0,75	1,07	0,11	0,17	17,2	18,9	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
40	0,77	1,12	0,13	0,22	20,3	24,4	0,017	0,026	0,003	0,006	21,4	30,0
41	0,74	1,13	0,10	0,23	15,6	25,6	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
42	0,75	1,13	0,11	0,23	17,2	25,6	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
43	0,77	1,07	0,13	0,17	20,3	18,9	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
44	0,75	1,06	0,11	0,16	17,2	17,8	0,018	0,027	0,004	0,007	28,6	35,0
45	0,75	1,11	0,11	0,21	17,2	23,3	0,019	0,027	0,005	0,007	35,7	35,0
46	0,78	1,12	0,14	0,22	21,9	24,4	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
47	0,78	1,12	0,14	0,22	21,9	24,4	0,019	0,027	0,005	0,007	35,7	35,0
48	0,78	1,11	0,14	0,21	21,9	23,3	0,019	0,026	0,005	0,006	35,7	30,0
49	0,78	1,11	0,14	0,21	21,9	23,3	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
50	0,77	1,05	0,13	0,15	20,3	16,7	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
51	0,80	1,08	0,16	0,18	25,0	20,0	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
52	0,78	1,12	0,14	0,22	21,9	24,4	0,018	0,027	0,004	0,007	28,6	35,0
53	0,78	1,08	0,14	0,18	21,9	20,0	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
54	0,77	1,05	0,13	0,15	20,3	16,7	0,018	0,027	0,004	0,007	28,6	35,0
55	0,78	1,06	0,14	0,16	21,9	17,8	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
56	0,78	1,10	0,14	0,20	21,9	22,2	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
57	0,78	1,08	0,14	0,18	21,9	20,0	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
58	0,78	1,05	0,14	0,15	21,9	16,7	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0
59	0,78	1,08	0,14	0,18	21,9	20,0	0,018	0,027	0,004	0,007	28,6	35,0
60	0,78	1,12	0,14	0,22	21,9	24,4	0,018	0,026	0,004	0,006	28,6	30,0

Tabla V.15. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante el experimento C en los tubos de acero inoxidable AISI 316L.

V.3.1.1.2. Medidas directas

Finalizada la experimentación, las medidas directas tomadas en el tubo de control sin tratamiento antifouling determinaron un espesor de la biopelícula adherida al tubo sin tratamiento de 230 μm , compuesta por el 90% de agua, 8% de materia inorgánica y 1% de materia orgánica (Figura V.75). La concentración de sólidos disueltos fue de 2,17 mg/cm^2 , de los que el 11% fue materia orgánica y el 89% materia inorgánica.

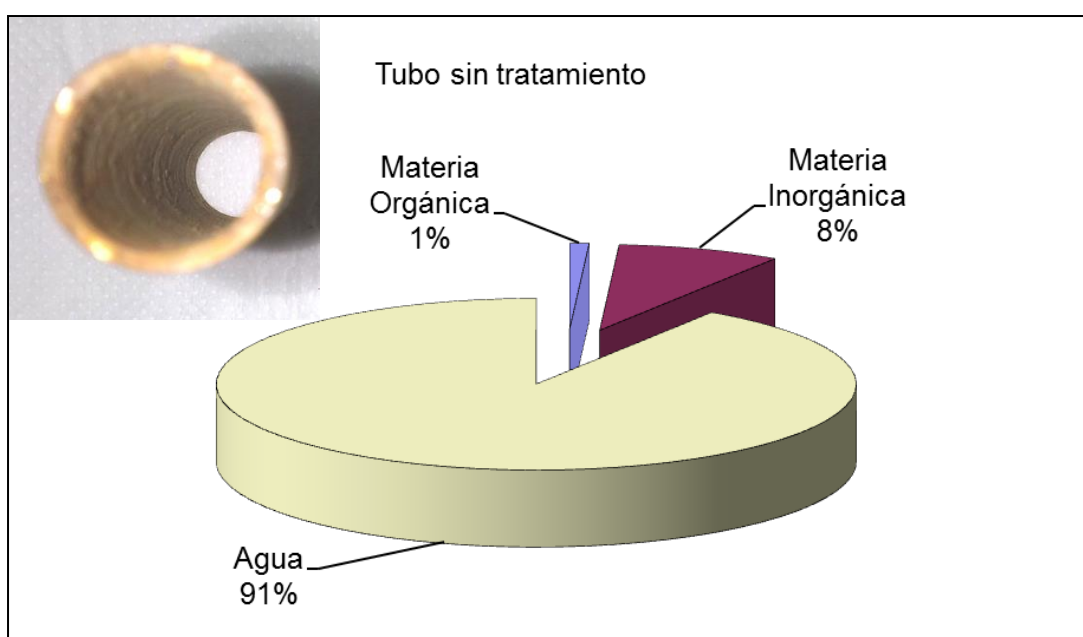


Figura V.75. Composición de la biopelícula adherida al tubo sin tratamiento antifouling al final del experimento C

El espesor de la biopelícula adherida al tubo tratado con CEMs fue de 207 μm , lo que representó una reducción frente al tubo sin tratar del 10%. En su composición, el 97% fue agua, el 1% materia inorgánica y el 2% materia orgánica (Figura V.76). El tratamiento supuso una reducción de los sólidos disueltos del 87%, resultando una biopelícula con una concentración de sólidos disueltos de 0,28 mg/cm^2 , de los que el 62% fue materia orgánica y el 38% fue materia inorgánica.

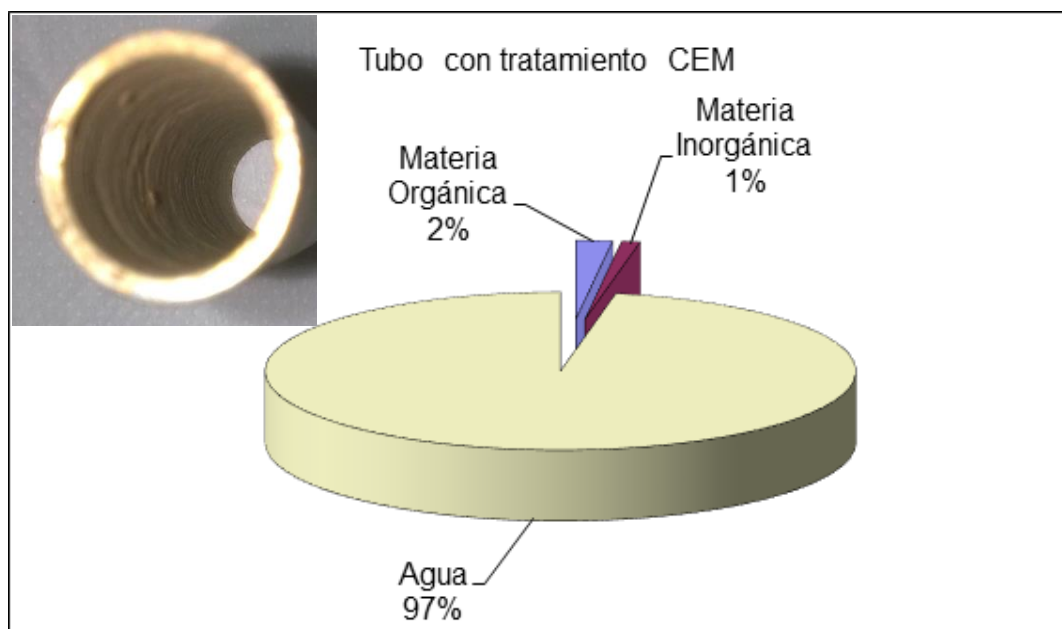


Figura V.76. Composición de la biopelícula adherida al tubo con tratamiento antifouling al final del experimento C.

V.3.1.1.3. Conductividad térmica aparente

Teniendo en cuenta que más del 90% de la composición de la biopelícula fue agua y que la conductividad térmica del agua de mar es $0,6 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ (Sharqawy et al. 2010), la conductividad térmica de la biopelícula (λ) dependió de la concentración y caracterización de los sólidos disueltos presentes. De este modo, la conductividad térmica aparente de la biopelícula adherida sobre el tubo tratado con CEMs resultó ser mayor que la adherida al tubo sin tratar (Tabla V.16), debido a la diferente cantidad y naturaleza de los depósitos adheridos.

Tubos	Material	Tratamiento	$\Delta R_f \text{ (m}^2 \text{ K/ kW)}$	$e \text{ (}\mu\text{m)}$	$\lambda \text{ (W/ m K)}$
5	316L	CEMs	0,14	207	1,4785
6	316L	Control	0,22	230	1,0454

Tabla V.16. Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida a los tubos con y sin tratamiento al final del experimento C.

V.3.1.1.4. Efectividad térmica de los tubos

Respecto a la condición de tubo limpio (día 0), la pérdida de efectividad térmica en el tubo tratado con CEMs fue del 2%, mientras que en el tubo de control sin tratamiento fue del 7%. Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs redujo la pérdida de efectividad térmica un 5% frente al tubo sin tratar al final de la experimentación. La efectividad térmica fue inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor (Figura V.77). Un incremento de R_f del 24% se tradujo en una reducción de ε del 7% en el tubo sin tratamiento, mientras que en el tubo con tratamiento un aumento de R_f del 22% significó una disminución de ε del 3%.

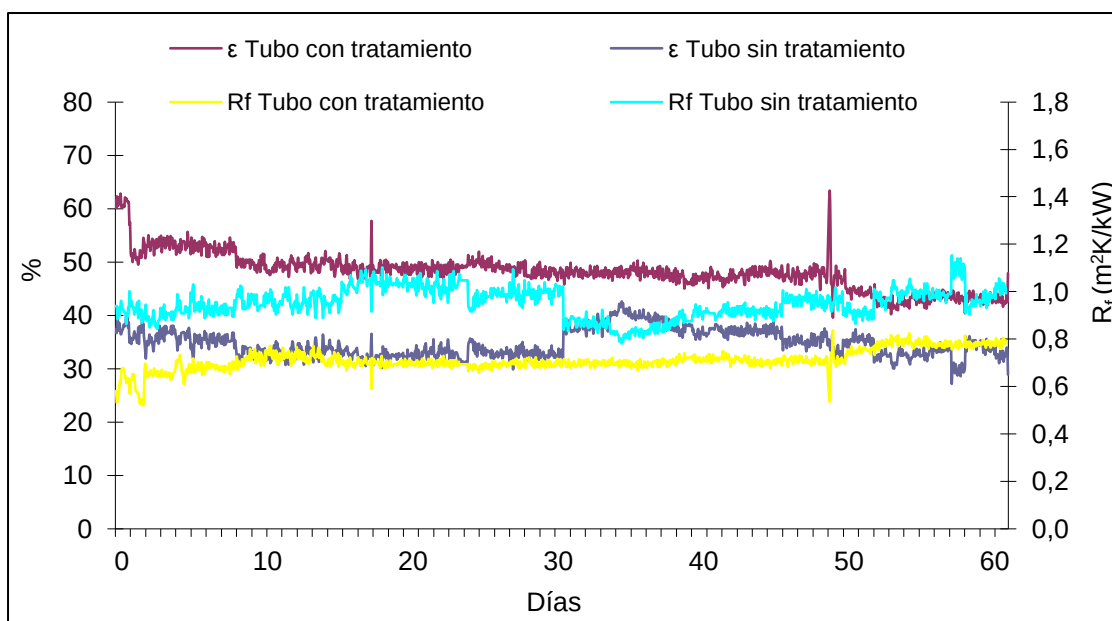


Figura V.77. Efectividad térmica (ε) y de la resistencia a la transferencia de calor (R_f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la experimentación C.

V.3.1.1.5. Área bajo la curva

El ABC del ΔR_f durante la experimentación fue de $9,52 \text{ m}^2\text{K/kW} \times \text{día}$ en el tubo sin tratamiento y de $7,45 \text{ m}^2\text{K/kW} \times \text{día}$ en el tubo con tratamiento (Figura V.78), lo que supuso una reducción del 22%.

El ABC del Δf fue de $0,35 \times \text{día}$ en el tubo sin tratamiento y de $0,15 \times \text{día}$ en el tubo con tratamiento con CEMs (Figura V.79), representado una reducción del 57%.

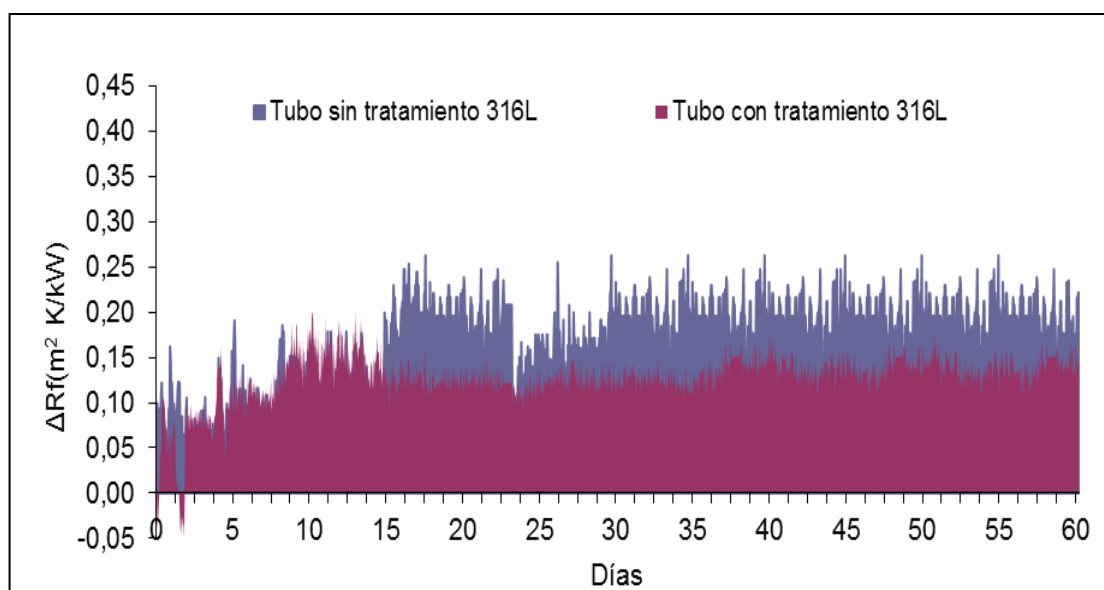


Figura V.78. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

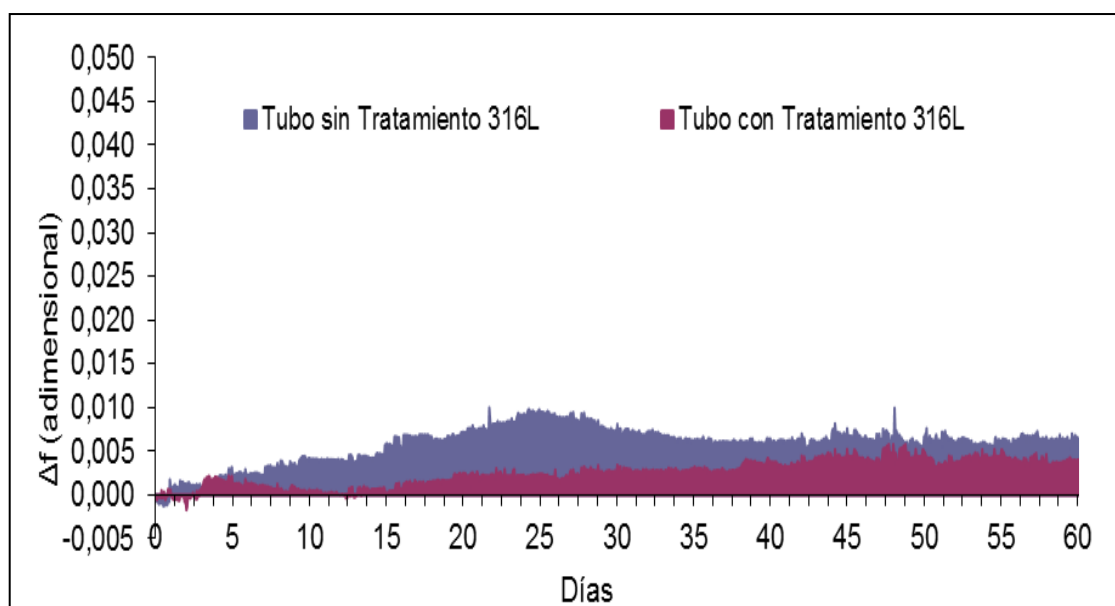


Figura V.79. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

V.3.1.1.6. Análisis estadístico

Estadísticamente, los valores de la variable R_f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,4025 con una desviación típica de 0,0475 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,3904 y 0,4147. El valor estadístico t fue 66,17 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.17).

En cuanto a los valores de la variable f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,0119 con una desviación típica de 0,0020 entre el tubo sin tratamiento y el tratado. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,0114 y 0,0124. El valor estadístico t fue 47,39 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.17).

	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia		t	gl	Sig. (bilateral) (p)
				Superior	Inferior			
Rf	0,4025	0,0475	0,0061	0,3904	0,4147	66,1755	60	0,0000
f	0,0119	0,0020	0,0003	0,0114	0,0124	47,3906	60	0,0000

Tabla V.17. Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

V.3.1.1.7. Microscopia

La muestra deshidratada tomada en el tubo sin tratamiento al final de la experimentación presentó una gran presencia de matrices de carbonatos y una textura de conglomerados formada por granos de cuarzo monocristalino, micas y carbonatos cálcicos (Figura V.80b). En cambio, en la muestra del tubo tratado con CEMs se observó una matriz de biopelícula arenosa con una textura de conglomerados de granos de cuarzo monocristalinos con escasa presencia de carbonatos cálcicos (Figura V.80a)

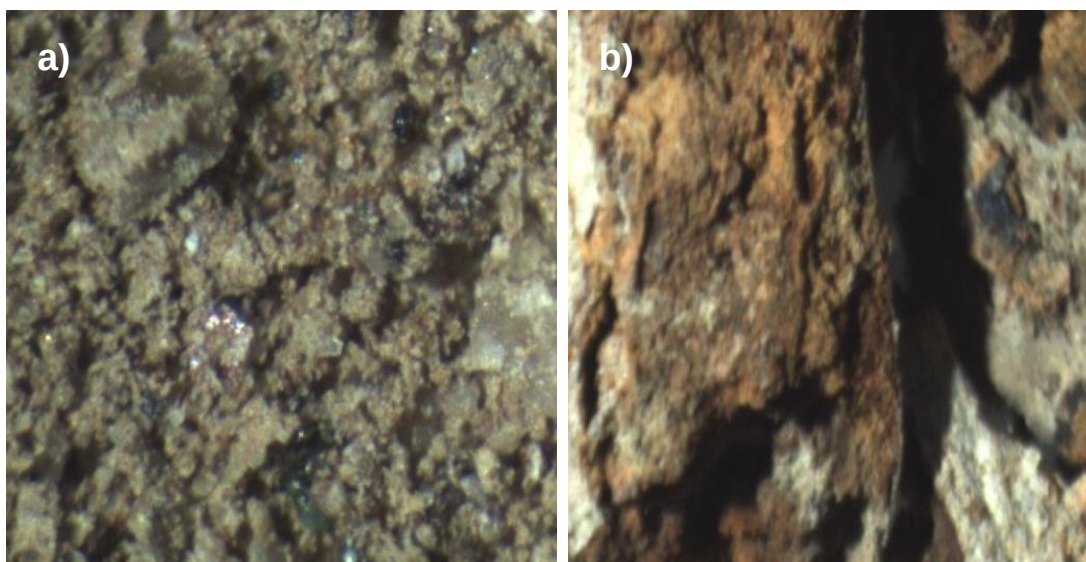


Figura V.80. Muestras de la biopelícula deshidratada al final del experimento C:
a) tubo con tratamiento y b) tubo sin tratamiento (4X).

V.3.1.2. Características físico-químicas del agua de mar

A continuación se muestran los resultados de las magnitudes físico-químicas medidas en el afluente y en el efluente de cada tubo.

V.3.1.2.1. pH

El pH medio del agua de mar del afluente durante la experimentación fue de 8,07. En el efluente del tubo tratado con CEMs el valor medio fue de 8,10, lo que representó un incremento del 0,37% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 8,09, representando un incremento del 0,25% frente al valor medio del afluente (Figura V.81). Esta diferencia se debió fundamentalmente a la diferencia de temperaturas entre el afluente y los efluentes.

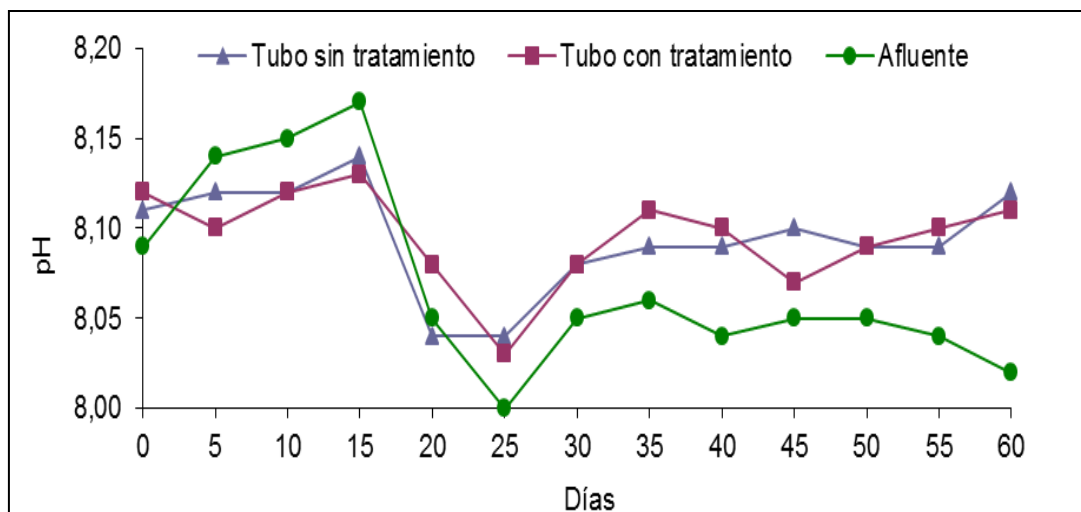


Figura V.81. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

V.3.1.2.2. Conductividad

La conductividad media del agua de mar en el afluente fue de 55,3 mS/cm. En el efluente del tubo tratado el valor medio fue de 54,5 mS/cm, lo que representó una disminución del 1,4% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 54,8 mS/cm, representando una disminución del 0,9% frente al valor medio del afluente (Figura V.82). La desviación media entre los efluentes fue de 0,3 mS/cm, debido a la mayor precipitación de los sólidos disueltos en el agua mar provocada por el tratamiento con CEMs.

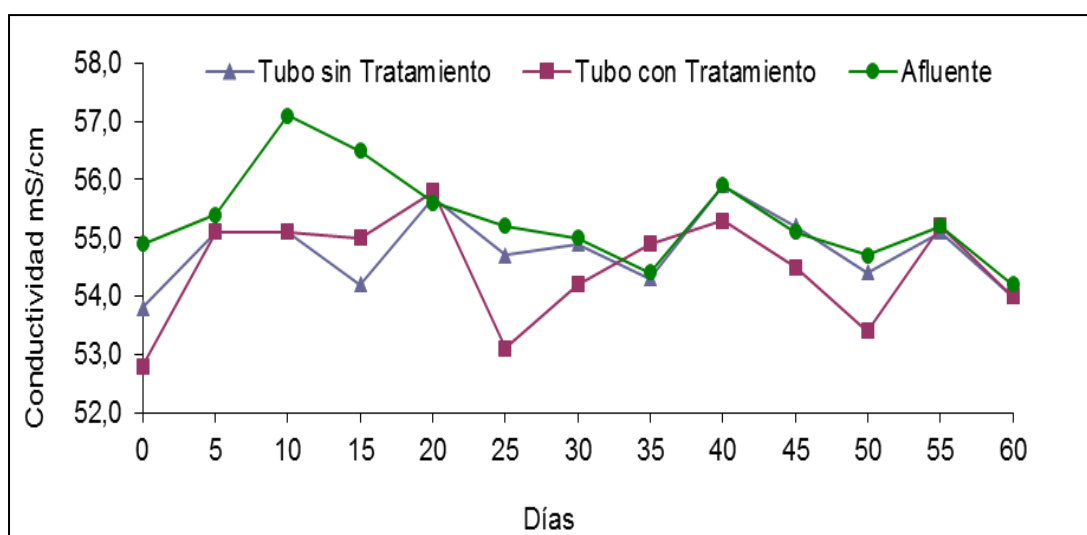


Figura V.82. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

V.3.1.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto medio del agua de mar del afluente fue de 8,42 mg/L. El valor medio en ambos efluentes fue de 8,25 mg/L, lo que representó una disminución del 2% frente al valor medio del afluente (Figura V.83). Esta variación se debió al incremento de la temperatura del agua de mar en el proceso de intercambio de calor.

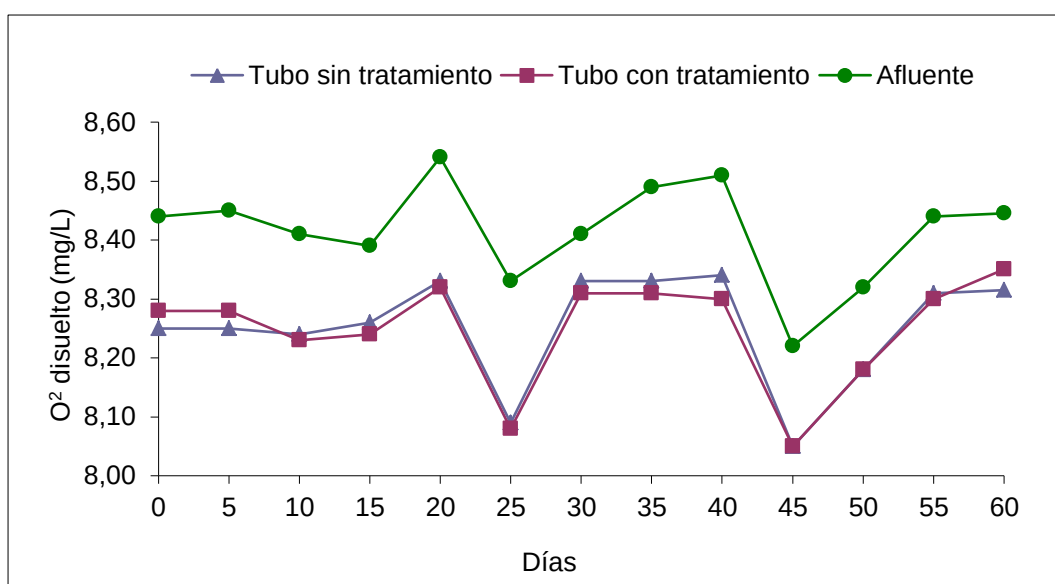


Figura V.83. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

V.3.1.2.4. Dureza total

La dureza total media del agua de mar del afluente fue de 2690 mg/L. El efluente medio del tubo tratado con CEMs fue de 2571 mg/L, lo que representó una disminución del 4,4% frente al valor medio del afluente. En el efluente del tubo sin tratamiento el valor medio fue de 2637 mg/L, representando una disminución del 2% frente al valor medio del afluente (Figura V.84). La desviación media entre efluentes fue de 66 mg/L, debido a la precipitación de los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} inducida por el tratamiento con CEMs.

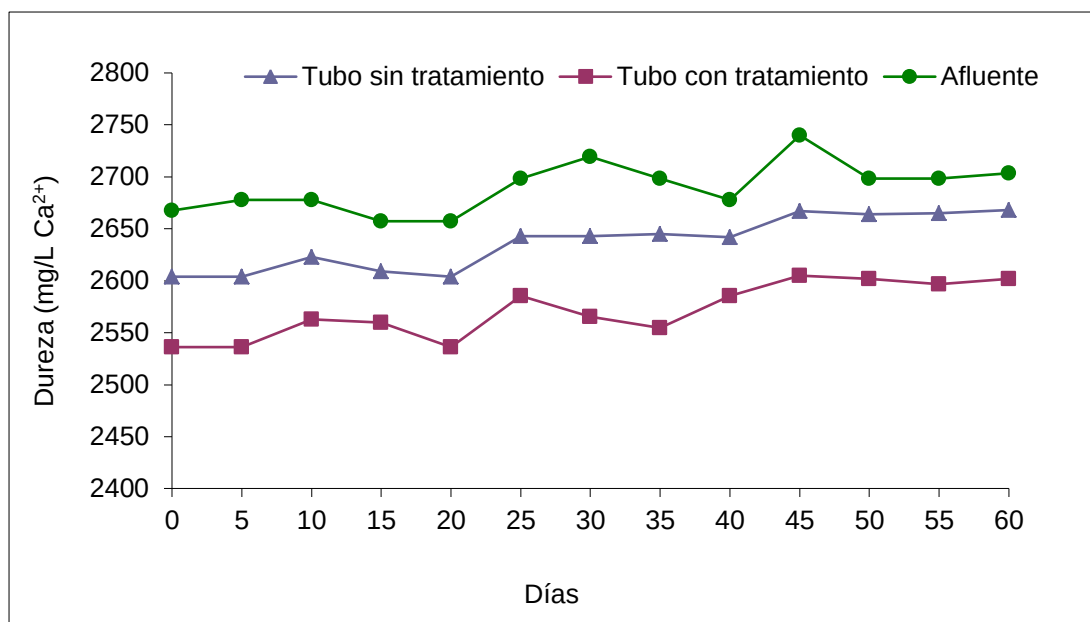


Figura V.84. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

V.3.1.2.5. Contenido de calcio iónico

El calcio iónico medio del afluente fue de 350 mg/L. En el efluente del tubo tratado con CEMs el valor medio fue de 334 mg/L, lo que representó una disminución del 4,6% frente al valor medio del afluente. El efluente del tubo sin tratamiento tuvo un valor medio de 343 mg/L, representando una disminución del 2% frente al valor medio del afluente (Figura V.85). Esta diferencia se debió a que los CEMs incrementaron la precipitación de los iones de calcio.

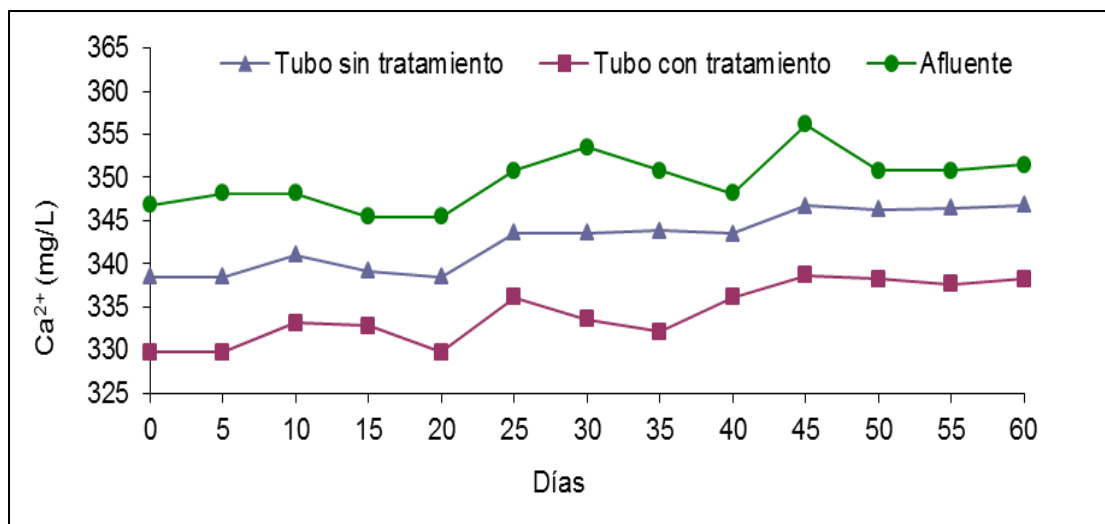


Figura V.85. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.

V.3.2. Tubo de acero inoxidable AISI 316Ti

El tubo 8 se sometió al tratamiento antifouling con CEMs, mientras que el tubo 7 se utilizó como control sin tratar para comparar resultados.

V.3.2.1. Caracterización de la biopelícula

V.3.2.1.1. Medidas indirectas

La evolución de R_f (Figura V.86) y f (Figura V.87) describió la curva sigmoidal característica descrita en el apartado V.3.1.1.1. Durante la fase de inducción, la evolución de R_f indica que esta fase duró 5 días, con incrementos del 3% en el tubo sin tratamiento y con incrementos del 2% en el tubo tratado. En el caso de f , también duró 5 días, con incrementos del 42% en el tubo sin tratamiento y del 23% en el tubo tratado. En esta fase se registró un valor negativo de R_f del 2% el día 3 en el tubo tratado (Tabla V.18).

La fase de crecimiento exponencial duró hasta el día 15 para R_f , con incrementos del 50% en el tubo sin tratamiento y del 6% en el tubo tratado. En el caso de f , también duró hasta el día 15, con incrementos del 192% para el tubo sin tratamiento y del 42% para el tubo tratado (Tabla V.18).

V. Resultados

Día	R_f		ΔR_f		% R_f		f		Δf		% f	
	Tubo 7	Tubo 8	Tubo 7	Tubo 8	Tubo 7	Tubo 8	Tubo 7	Tubo 8	Tubo 7	Tubo 8	Tubo 7	Tubo 8
0	0,64	0,83	0,00	0,00	0,0	0,0	0,012	0,026	0,000	0,000	0,0	0,0
1	0,65	0,87	0,01	0,04	1,6	4,8	0,014	0,029	0,002	0,003	16,7	11,5
2	0,74	0,85	0,10	0,02	15,6	2,4	0,014	0,028	0,002	0,002	16,7	7,7
3	0,74	0,81	0,10	-0,02	15,6	-2,4	0,012	0,028	0,000	0,002	0,0	7,7
4	0,74	0,83	0,10	0,00	15,6	0,0	0,018	0,031	0,006	0,005	50,0	19,2
5	0,66	0,85	0,02	0,02	3,1	2,4	0,017	0,032	0,005	0,006	41,7	23,1
6	0,77	0,85	0,13	0,02	20,3	2,4	0,021	0,035	0,009	0,009	75,0	34,6
7	0,80	0,86	0,16	0,03	25,0	3,6	0,021	0,034	0,009	0,008	75,0	30,8
8	0,77	0,86	0,13	0,03	20,3	3,6	0,026	0,037	0,014	0,011	116,7	42,3
9	0,82	0,85	0,18	0,02	28,1	2,4	0,029	0,041	0,017	0,015	141,7	57,7
10	0,83	0,84	0,19	0,01	29,7	1,2	0,024	0,037	0,012	0,011	100,0	42,3
11	0,80	0,87	0,16	0,04	25,0	4,8	0,030	0,040	0,018	0,014	150,0	53,8
12	0,91	0,86	0,27	0,03	42,2	3,6	0,030	0,039	0,018	0,013	150,0	50,0
13	0,95	0,84	0,31	0,01	48,4	1,2	0,029	0,039	0,017	0,013	141,7	50,0
14	0,94	0,84	0,30	0,01	46,9	1,2	0,034	0,038	0,022	0,012	183,3	46,2
15	0,96	0,88	0,32	0,05	50,0	6,0	0,035	0,037	0,023	0,011	191,7	42,3
16	0,92	0,85	0,28	0,02	43,8	2,4	0,034	0,038	0,022	0,012	183,3	46,2
17	0,90	0,90	0,26	0,07	40,6	8,4	0,034	0,038	0,022	0,012	183,3	46,2
18	0,89	0,87	0,25	0,04	39,1	4,8	0,037	0,038	0,025	0,012	208,3	46,2
19	0,86	0,90	0,22	0,07	34,4	8,4	0,037	0,038	0,025	0,012	208,3	46,2
20	0,83	0,90	0,19	0,07	29,7	8,4	0,032	0,038	0,020	0,012	166,7	46,2
21	0,77	0,90	0,13	0,07	20,3	8,4	0,033	0,037	0,021	0,011	175,0	42,3
22	0,87	0,90	0,23	0,07	35,9	8,4	0,030	0,037	0,018	0,011	150,0	42,3
23	0,83	0,91	0,19	0,08	29,7	9,6	0,030	0,038	0,018	0,012	150,0	46,2
24	0,83	0,86	0,19	0,03	29,7	3,6	0,030	0,039	0,018	0,013	150,0	50,0
25	0,87	0,89	0,23	0,06	35,9	7,2	0,029	0,038	0,017	0,012	141,7	46,2
26	0,89	0,90	0,25	0,07	39,1	8,4	0,030	0,039	0,018	0,013	150,0	50,0
27	0,80	0,92	0,16	0,09	25,0	10,8	0,029	0,039	0,017	0,013	141,7	50,0
28	0,77	0,90	0,13	0,07	20,3	8,4	0,030	0,040	0,018	0,014	150,0	53,8
29	0,84	0,94	0,20	0,11	31,3	13,3	0,030	0,039	0,018	0,013	150,0	50,0
30	0,82	0,89	0,18	0,06	28,1	7,2	0,030	0,040	0,018	0,014	150,0	53,8
31	0,85	0,89	0,21	0,06	32,8	7,2	0,030	0,039	0,018	0,013	150,0	50,0
32	0,85	0,92	0,21	0,09	32,8	10,8	0,030	0,039	0,018	0,013	150,0	50,0
33	0,82	0,85	0,18	0,02	28,1	2,4	0,030	0,040	0,018	0,014	150,0	53,8
34	0,86	0,91	0,22	0,08	34,4	9,6	0,030	0,039	0,018	0,013	150,0	50,0
35	0,79	0,89	0,15	0,06	23,4	7,2	0,030	0,040	0,018	0,014	150,0	53,8
36	0,85	0,91	0,21	0,08	32,8	9,6	0,030	0,040	0,018	0,014	150,0	53,8
37	0,82	0,91	0,18	0,08	28,1	9,6	0,030	0,041	0,018	0,015	150,0	57,7
38	0,80	0,91	0,16	0,08	25,0	9,6	0,032	0,040	0,020	0,014	166,7	53,8
39	0,86	0,89	0,22	0,06	34,4	7,2	0,032	0,039	0,020	0,013	166,7	50,0
40	0,88	0,90	0,24	0,07	37,5	8,4	0,031	0,039	0,019	0,013	158,3	50,0
41	0,84	0,91	0,20	0,08	31,3	9,6	0,031	0,039	0,019	0,013	158,3	50,0
42	0,79	0,92	0,15	0,09	23,4	10,8	0,031	0,039	0,019	0,013	158,3	50,0
43	0,85	0,92	0,21	0,09	32,8	10,8	0,031	0,039	0,019	0,013	158,3	50,0
44	0,83	0,88	0,19	0,05	29,7	6,0	0,031	0,039	0,019	0,013	158,3	50,0
45	0,80	0,89	0,16	0,06	25,0	7,2	0,031	0,039	0,019	0,013	158,3	50,0
46	0,84	0,91	0,20	0,08	31,3	9,6	0,031	0,039	0,019	0,013	158,3	50,0
47	0,82	0,91	0,18	0,08	28,1	9,6	0,033	0,039	0,021	0,013	175,0	50,0
48	0,81	0,91	0,17	0,08	26,6	9,6	0,034	0,043	0,022	0,017	183,3	65,4
49	0,80	0,89	0,16	0,06	25,0	7,2	0,034	0,043	0,022	0,017	183,3	65,4
50	0,80	0,89	0,16	0,06	25,0	7,2	0,034	0,045	0,022	0,019	183,3	73,1
51	0,82	0,89	0,18	0,06	28,1	7,2	0,034	0,046	0,022	0,020	183,3	76,9
52	0,83	0,92	0,19	0,09	29,7	10,8	0,032	0,044	0,020	0,018	166,7	69,2
53	0,82	0,85	0,18	0,02	28,1	2,4	0,032	0,044	0,020	0,018	166,7	69,2
54	0,85	0,91	0,21	0,08	32,8	9,6	0,032	0,043	0,020	0,017	166,7	65,4
55	0,83	0,85	0,19	0,02	29,7	2,4	0,033	0,042	0,021	0,016	175,0	61,5
56	0,80	0,85	0,16	0,02	25,0	2,4	0,034	0,045	0,022	0,019	183,3	73,1
57	0,89	0,87	0,25	0,04	39,1	4,8	0,033	0,044	0,021	0,018	175,0	69,2
58	0,80	0,90	0,16	0,07	25,0	8,4	0,033	0,044	0,021	0,018	175,0	69,2
59	0,83	0,91	0,19	0,08	29,7	9,6	0,033	0,046	0,021	0,020	175,0	76,9
60	0,82	0,92	0,18	0,09	28,1	10,8	0,033	0,045	0,021	0,019	175,0	73,1

Tabla V.18. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante el experimento C en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti.

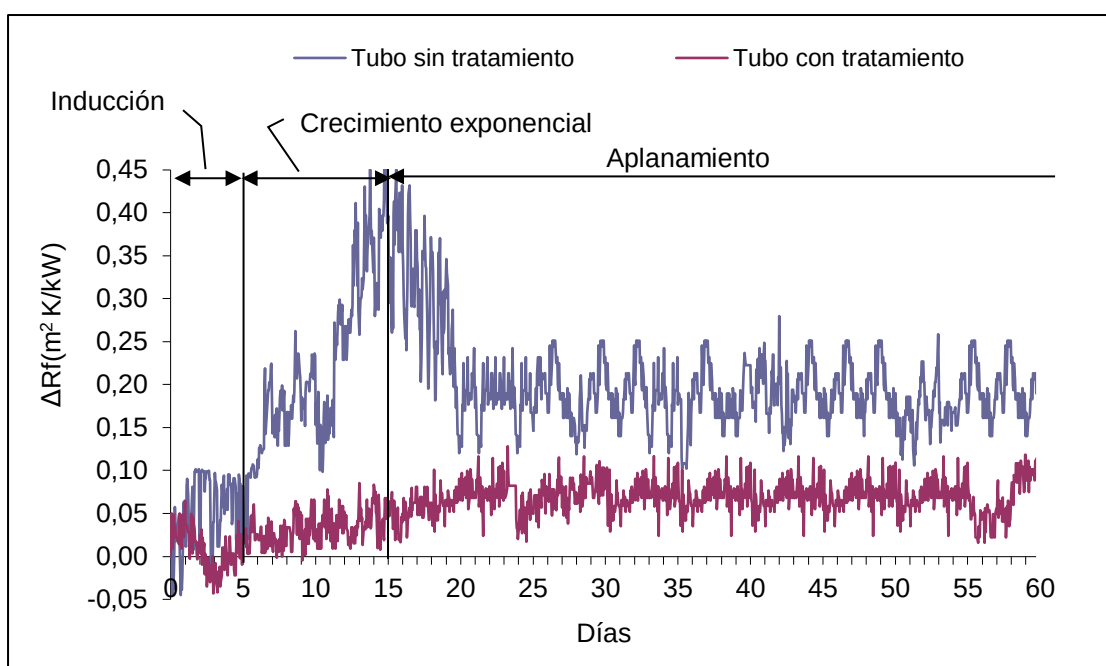


Figura V.86. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

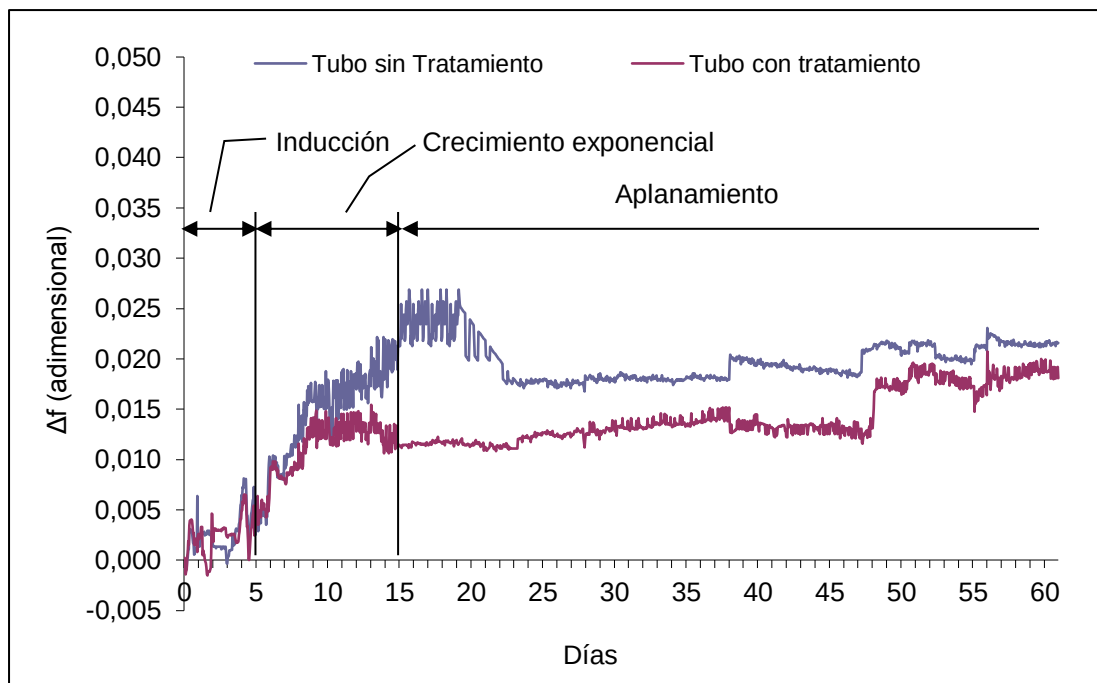


Figura V.87. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

Al final de la experimentación, el incremento respecto al valor inicial (día 0) de la variable R_f fue del 28% en el tubo de control sin tratamiento y del 11% en el tubo tratado con CEMs, mientras que el incremento de la variable f fue del 175% en el tubo sin tratar y del 73% en el tubo tratado (Tabla V.18). Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs permitió mantener parcialmente los valores iniciales de las variables indirectas, representando una diferencia entre el valor de la variable ΔR_f para el tubo tratado y sin tratar del 50% y del 9% para la variable Δf al final de la experimentación.

V.3.2.1.2. Medidas directas

Finalizada la experimentación, las medidas directas tomadas en el tubo de control sin tratamiento antifouling determinaron un espesor de la biopelícula adherida sobre el tubo sin tratamiento fue de 246 μm , compuesta por el 90% de agua, 8% de materia inorgánica y 2% de materia orgánica (Figura V.88). La concentración de sólidos disueltos fue de 2,39 mg/cm^2 , de los que el 18% fue materia orgánica y el 82% materia inorgánica.

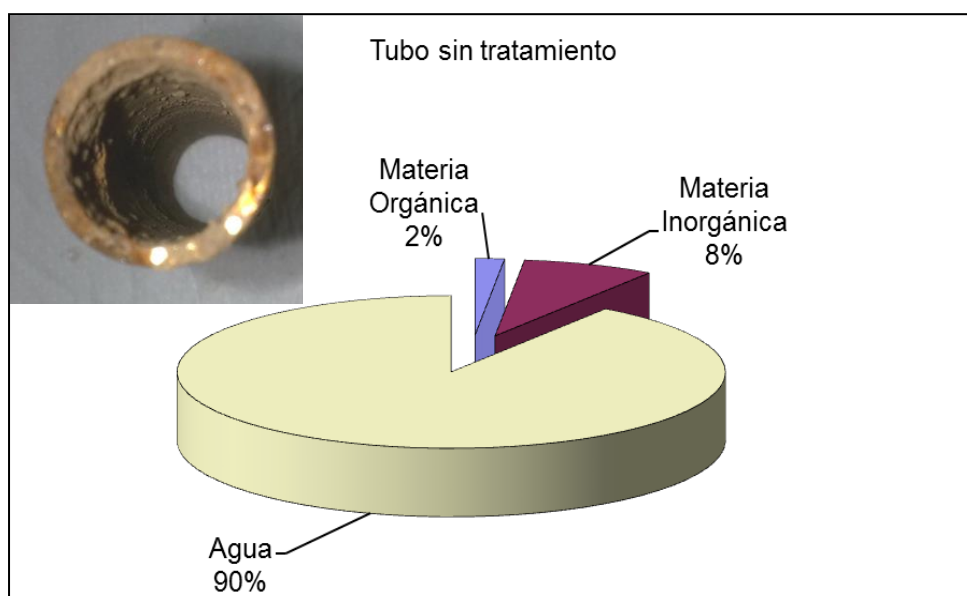


Figura V.88. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti sin tratar al final del experimento C.

El espesor de la biopelícula adherida sobre el tubo tratado con CEMs fue de 227 μm , lo que representó una reducción frente al tubo sin tratar del 8%. En su composición, el 98% fue agua, el 1% materia inorgánica y el 1% materia orgánica (Figura V.89). El tratamiento supuso una reducción de los sólidos disueltos del 81%, resultando una biopelícula con una concentración de sólidos disueltos en los que el 75% era materia orgánica y el 25% materia inorgánica.

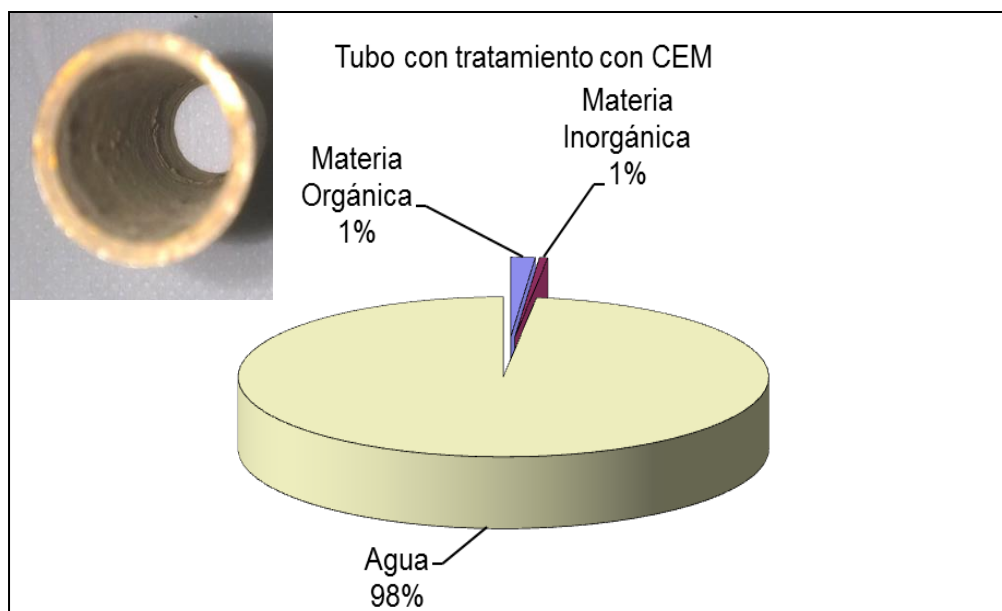


Figura V.89. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti tratado al final del experimento C.

V.3.2.1.3. Conductividad térmica aparente

Teniendo en cuenta que más del 90% de la composición de la biopelícula fue agua y que la conductividad térmica del agua de mar es $0,6 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ (Sharqawy et al. 2010), la conductividad térmica de la biopelícula (λ) dependió de la concentración y caracterización de los sólidos disueltos presentes. De este modo, la conductividad térmica aparente de la biopelícula adherida al tubo tratado con CEMs resultó ser mayor que la adherida al tubo sin tratar (Tabla V.19), debido a que las características de los sólidos adheridos al tubo tratado tenían mayor conductividad térmica.

Tubos	Material	Tratamiento	ΔR_f (m ² K/ kW)	e (μm)	λ (W/ m K)
7	316Ti	Control	0,18	246	1,3666
8	316Ti	CEMs	0,09	227	2,5222

Tabla V.19. Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida a los tubos con y sin tratamiento con CEMs al final del experimento C.

V.3.2.1.4. Efectividad térmica de los tubos

Respecto a la condición de tubo limpio (día 0), la pérdida de efectividad térmica en el tubo tratado con CEMs fue del 6%, mientras que en el tubo de control sin tratamiento fue del 17%. Por lo tanto, el tratamiento antifouling con CEMs redujo la pérdida de efectividad térmica un 11% frente al tubo sin tratar al final de la experimentación. La efectividad térmica fue inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor (Figura V.90). Un incremento de R_f del 30% se tradujo en una reducción de ε del 17% en el tubo sin tratamiento, mientras que en el tubo con tratamiento un aumento de R_f del 11% significó una disminución de ε del 6%.

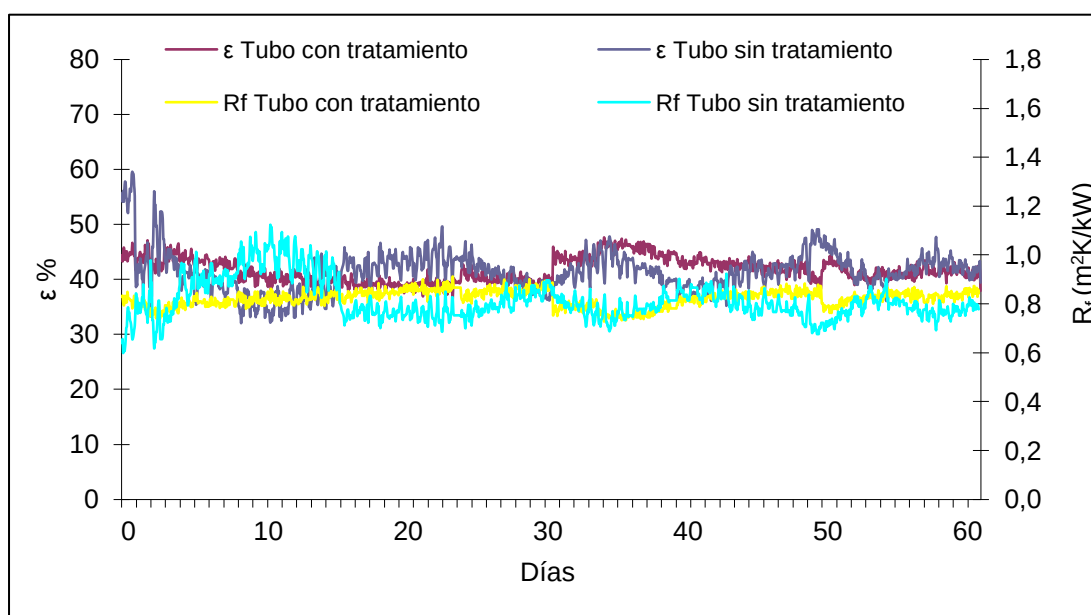


Figura V.90. Efectividad térmica (ε) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

V.3.2.1.5. Área bajo la curva

El ABC del ΔR_f durante la experimentación fue de 11,54 m²K/kW x día en el tubo sin tratamiento y de 3,23 m²K/kW x día en el tubo con tratado (Figura V.91), lo que supuso una reducción del 72%.

El ABC de Δf fue de 1,19 x día en el tubo sin tratamiento y de 0,79 x día en el tubo con tratamiento con CEMs (Figura V.92), representando una reducción del 34%.

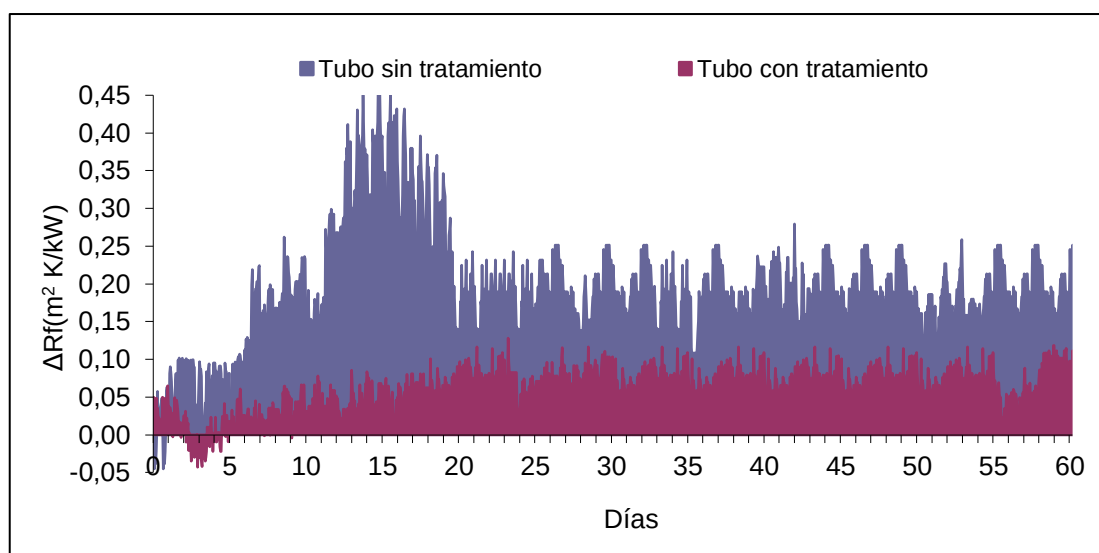


Figura V.91. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

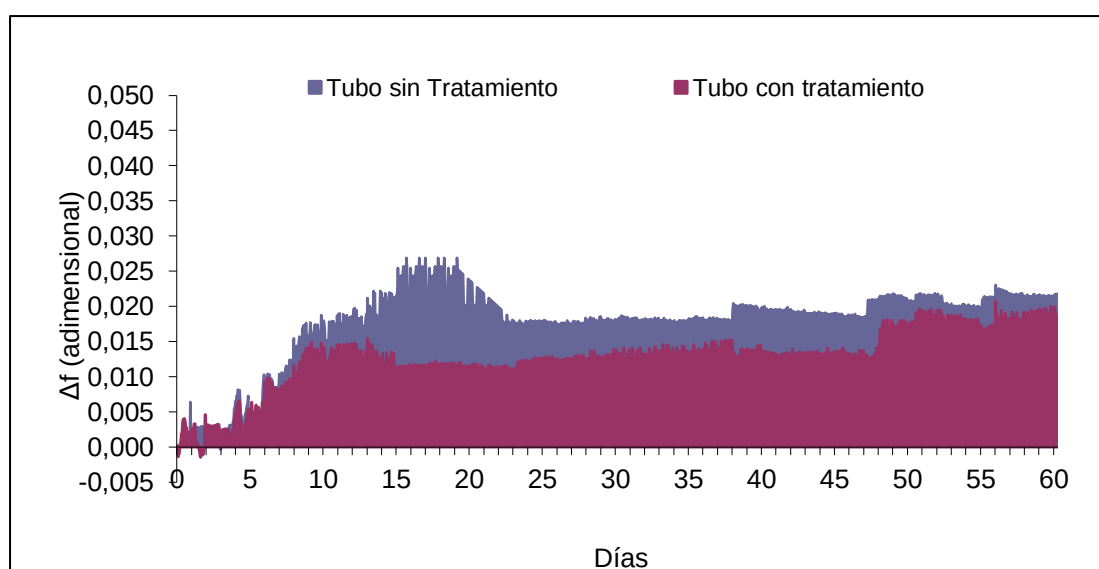


Figura V.92. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

V.3.2.1.6. Análisis estadístico

Estadísticamente, los valores de la variable R_f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,0534 con una desviación típica de 0,0554 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,0392 y 0,0676. El valor estadístico t fue de 7,52 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.20).

En cuanto a los valores de la variable f dieron como resultado una diferencia de medias de 0,0080 con una desviación típica de 0,0040 entre el tubo sin tratamiento y el tratado con CEMs. El intervalo de confianza del 95% resultó entre 0,0070 y 0,0090. El valor estadístico t fue de 15,57 52 y el nivel crítico bilateral $p < 0,05$, lo que indicó que los valores fueron significantes (Tabla V.20).

	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media	95% Intervalo de confianza para la diferencia		t	gl	Sig. (bilateral) (p)
				Superior	Inferior			
Rf	0,0534	0,0554	0,0071	0,0392	0,0676	7,52	60	0,0000
f	0,0080	0,0040	0,0005	0,0070	0,0090	15,57	60	0,0000

Tabla V.20. Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

V.3.2.1.7. Microscopia

La muestra deshidratada tomada en el tubo sin tratamiento al final de la experimentación mostró una matriz de carbonatos y una textura de conglomerados formada por granos de cuarzo monocristalino, micas y carbonatos cálcicos (Figura V.93a). En cambio, en la muestra tomada del tubo tratado se observó una matriz de biopelícula arenosa con una textura de conglomerados de granos de cuarzo monocristalinos y escasa presencia de carbonatos cálcicos (Figura V.93b).

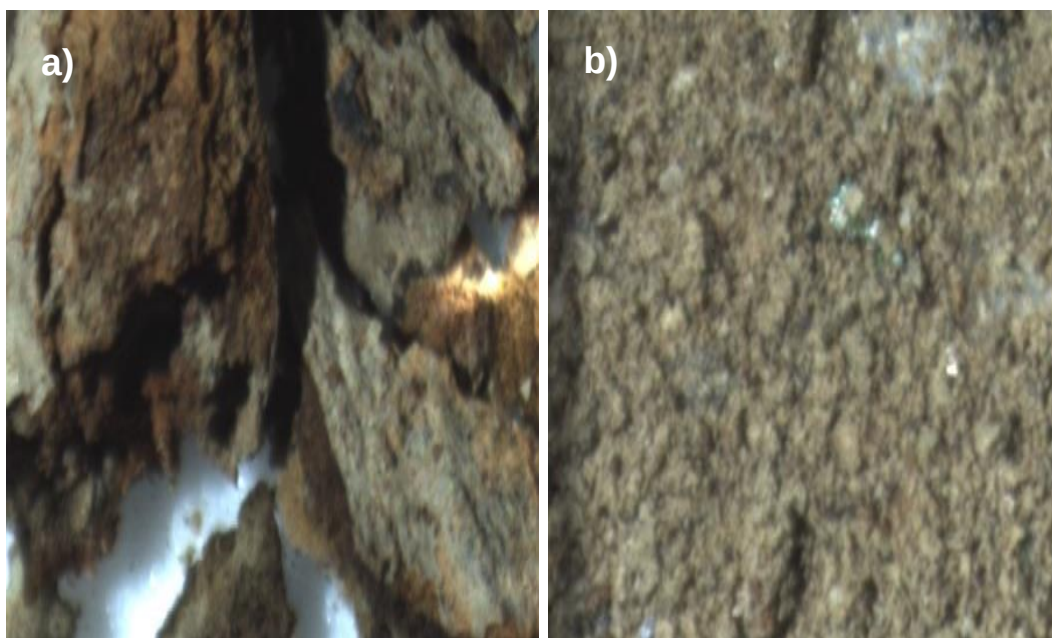


Figura V.93. Muestras de la biopelícula deshidratada al final del experimento C:
a) tubo sin tratamiento y b) tubo con tratamiento (0.75X).

V.3.2.2. Características físico-químicas del agua de mar

Los resultados de las magnitudes físico-químicas medidas en el afluente y en el efluente de cada tubo fueron los siguientes:

V.3.2.2.1. pH

El pH medio del afluente fue de 8,07. En el efluente del tubo tratado con CEMs el valor medio fue de 8,11, lo que representó un incremento del 0,49% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 8,12, representando un aumento del 0,61% frente al valor medio del afluente (Figura V.94). Esta diferencia se debió fundamentalmente a la diferencia de temperaturas entre el afluente y los efluentes.

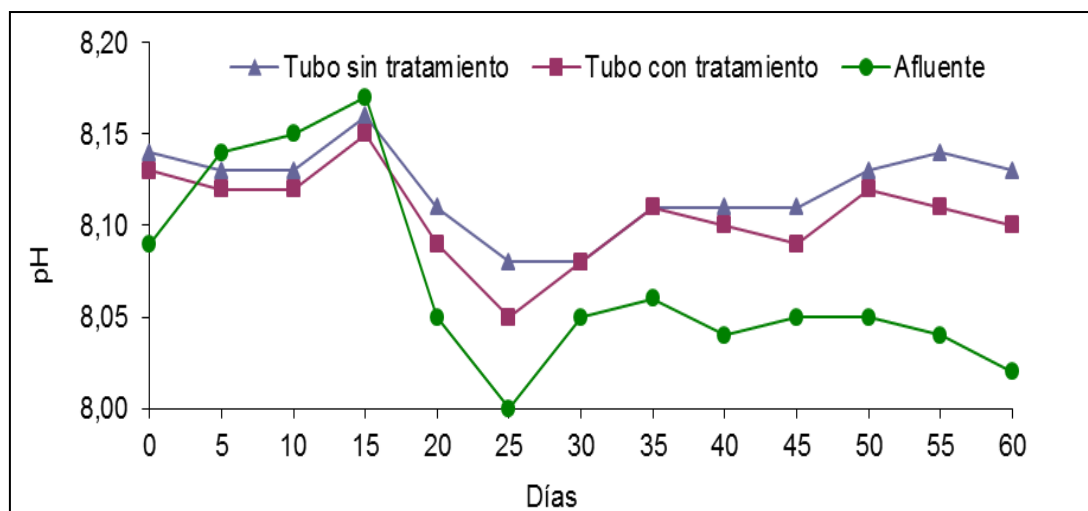


Figura V.94. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

V.3.2.2.2. Conductividad

La conductividad media del afluente fue de 55,3 mS/cm. El efluente medio del tubo tratado fue de 54,3 mS/cm, lo que representó una disminución del 1,8% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento el valor medio fue de 54,7 mS/cm, representando una disminución del 1,1% frente al valor medio del afluente (Figura V.95). A igual temperatura, la diferencia de conductividad entre los efluentes se debió a la menor cantidad de sólidos disueltos en el agua de mar tratada, como consecuencia de la acción de los CEMs.

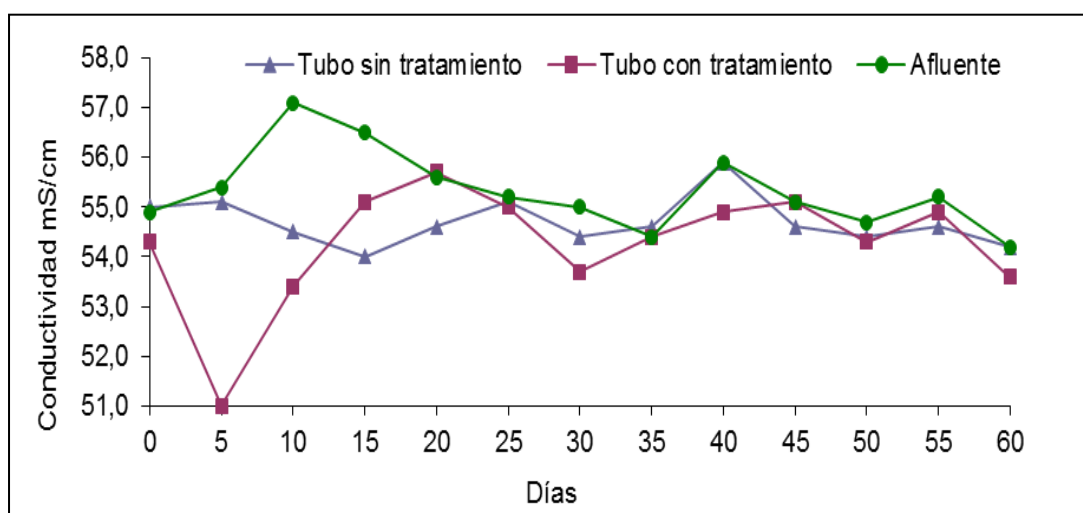


Figura V.95. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

V.3.2.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto medio del agua de mar del afluente fue de 8,42 mg/L. El efluente del tubo tratado fue de 8,25 mg/L, representando una reducción del 2% frente al valor medio del afluente. En el tubo sin tratamiento se obtuvo un valor medio de 8,28 mg/L, lo que representó una reducción del 1,6% frente al valor medio del afluente (Figura V.96). Esta variación se debió incremento de temperatura producidas en el agua de mar en el proceso de intercambio de calor.

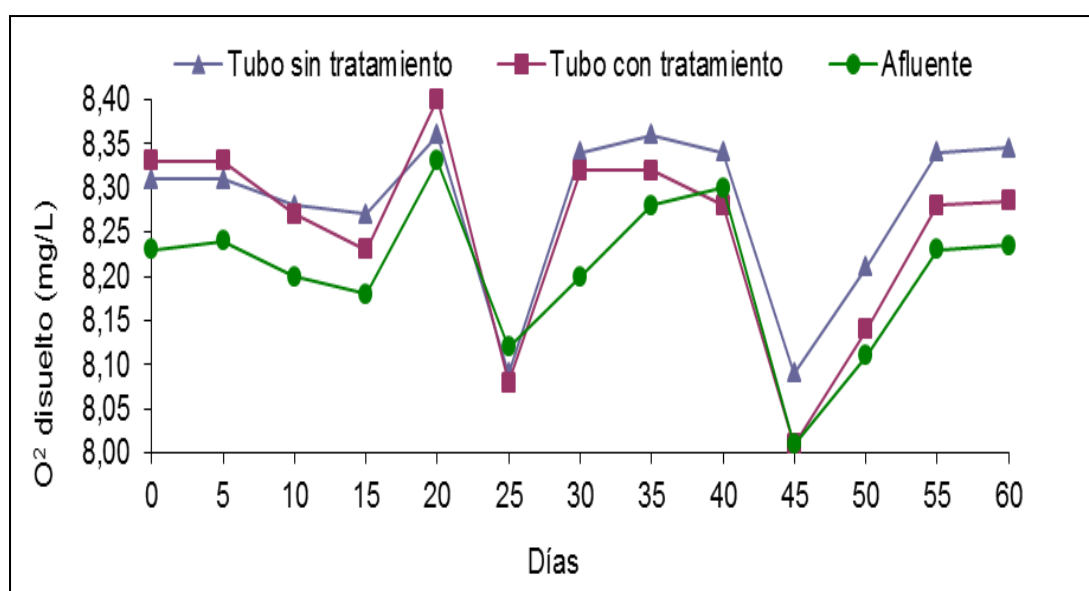


Figura V.96. Oxígeno disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

V.3.2.2.4. Dureza total

La dureza total media del agua de mar del afluente fue de 2690 mg/L. El efluente del tubo tratado con CEMs tuvo un valor medio 2570 mg/L, lo que representó una disminución del 4,46% frente al valor medio del afluente. En el efluente del tubo sin tratamiento el valor medio fue de 2636 mg/L, representando una disminución del 2% frente al valor medio del afluente (Figura V.97). La desviación entre los afluentes fue provocada por la precipitación de los iones disueltos inducida por los CEMs.

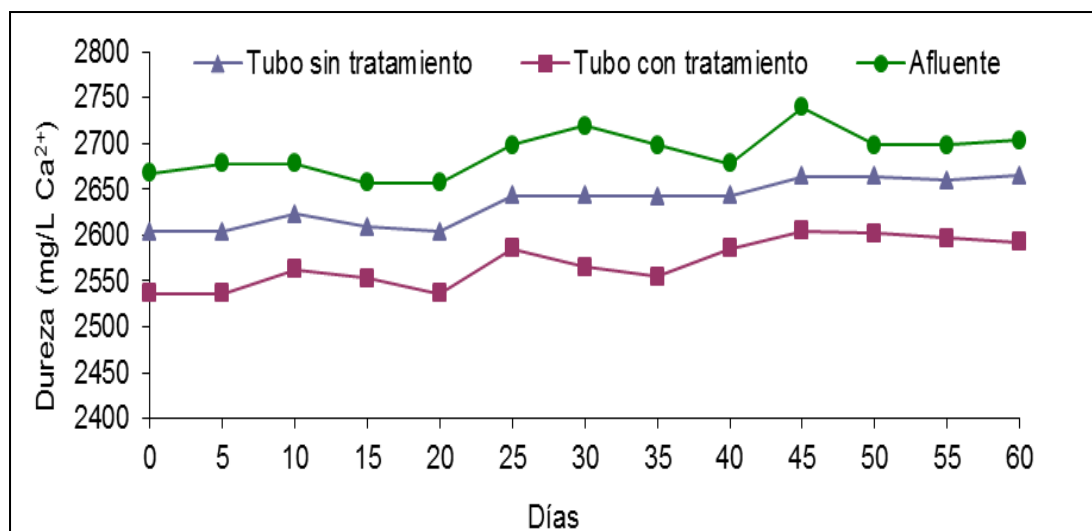


Figura V.97. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

V.3.2.2.5. Contenido de calcio iónico

El calcio iónico medio del agua de mar del afluente fue de 350 mg/L. En el efluente del tubo tratado el valor medio fue de 334 mg/L, lo que representó una disminución del 4,6% frente al valor medio del afluente. En el efluente del tubo sin tratamiento el valor medio fue de 343 mg/L, representando una disminución del 2% frente al valor medio del afluente (Figura V.98). Esta variación fue debida a la precipitación de los iones de calcio como consecuencia de la acción de los CEMs.

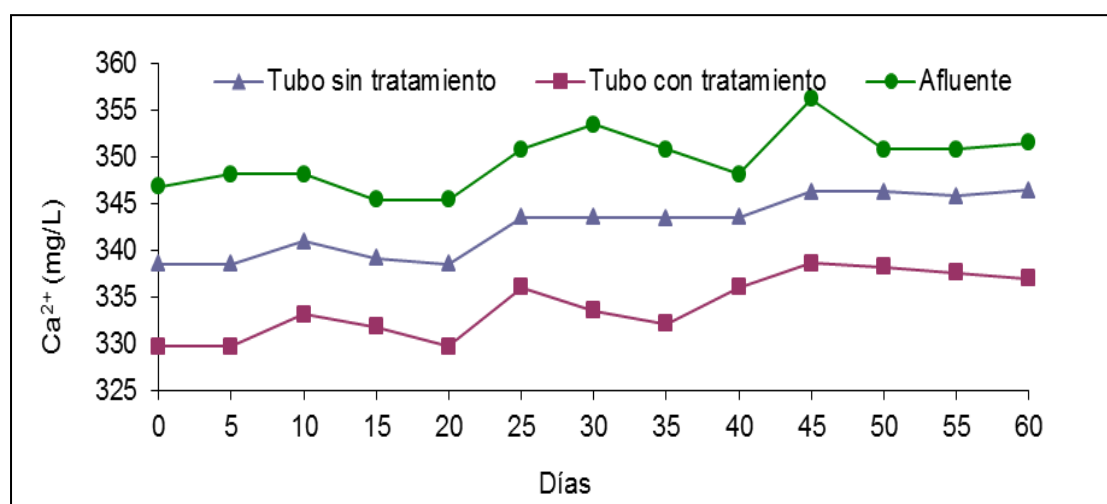


Figura V.98. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.

V.4. INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

En este apartado se comparan los resultados obtenidos en los diferentes experimentos de los que consta la fase experimental.

V.4.1. EXPERIMENTO A. ELIMINACIÓN DE UNA BIOPELÍCULA MADURA

V.4.1.1. Fase de crecimiento

La evolución de la variable indirecta R_f constituyó un dato clave en el estudio del proceso de transferencia de calor. Su valor depende de la transferencia de calor por convección y por conducción en el intercambiador de calor. La evolución del ΔR_f durante la fase de crecimiento permitió distinguir claramente las tres fases características del proceso de formación de la biopelícula (Figura V.99): fase de *inducción* (0-15 días), fase de *crecimiento exponencial* (15-35 días) y fase de *aplanamiento* (35-40 días). Por lo tanto, el momento más adecuado para aplicar un tratamiento antifouling con el fin de minimizar los efectos del crecimiento del biofouling sobre la superficie interna de los tubos del intercambiador de calor-condensador es cuando su fase de crecimiento se estabiliza transcurridos 40 días desde su puesta en marcha.

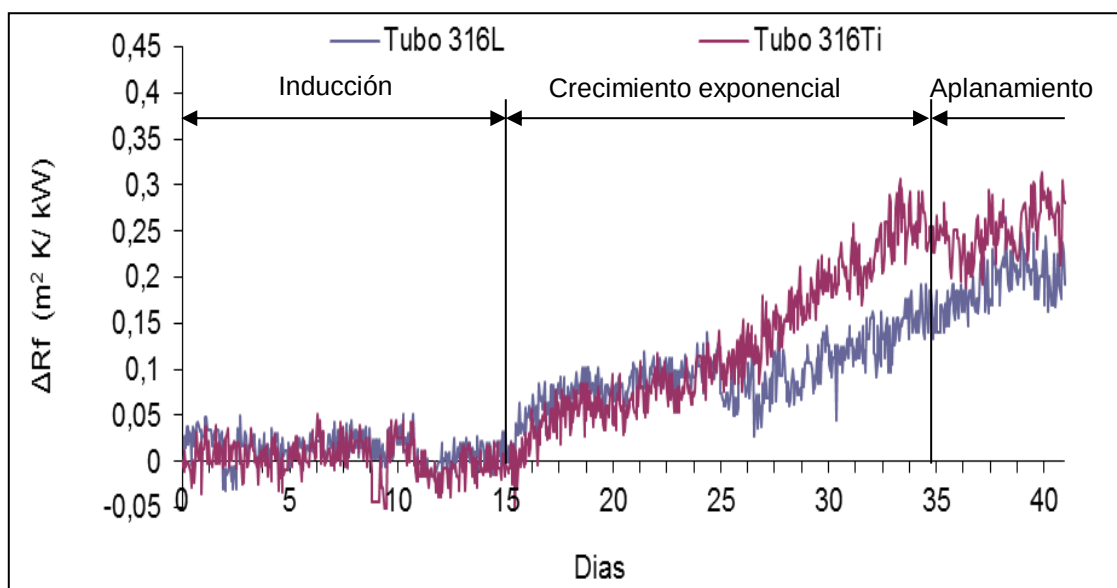


Figura V.99. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero AISI 316L y 316Ti.

Los ΔR_f negativos durante la fase de inducción se debieron a variaciones en el proceso de transferencia de calor por convección, como consecuencia de las microturbulencias creadas por la rugosidad superficial de los tubos. Por lo tanto, el tubo con mejor acabado superficial (acero inoxidable AISI 316L) registró menores ΔR_f (Figura V.99).

En lo que respecta a la variable f , se observó una evolución similar a lo descrito para R_f a lo largo del proceso de formación de la biopelícula. La duración de las tres fases presentó diferencias respecto a R_f (Figura V.100) debido a los errores de medición de f que pueden producirse en determinadas condiciones (Girón 1997). La variable f representó la reducción del diámetro efectivo de los tubos y el consiguiente aumento de las caídas de presión sufridas por el agua de mar entre la entrada y la salida del intercambiador de calor-condensador como consecuencia de la adhesión del biofouling.

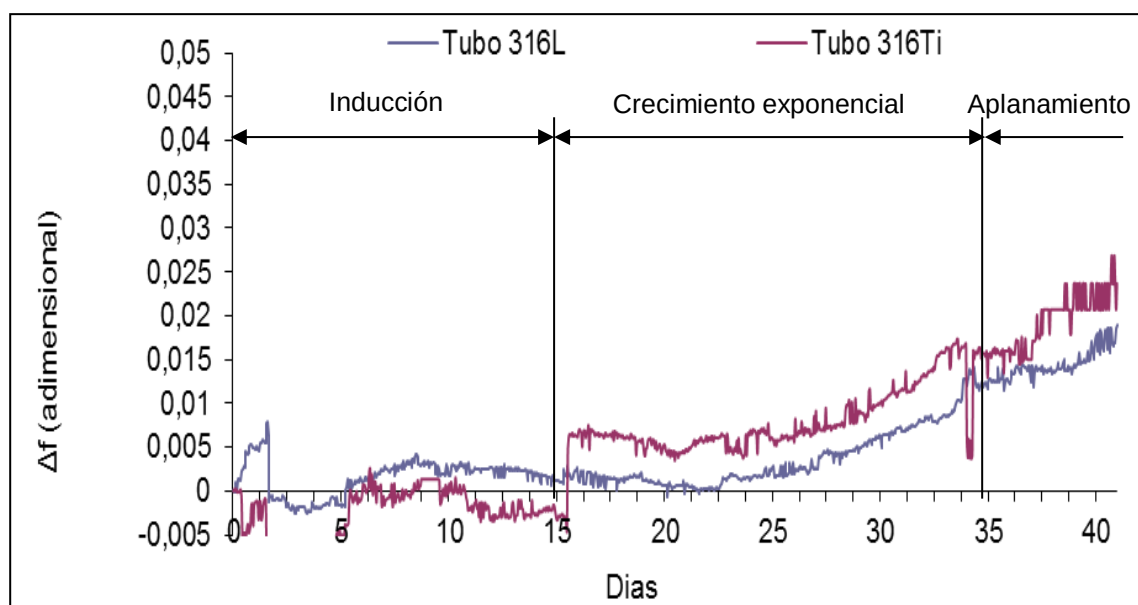


Figura V.100. Resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316L y 316Ti.

Los valores negativos de f durante la fase de inducción, se debieron a que durante esta fase de colonización inicial el biofouling ocupó las cavidades rugosas de la superficie, alisándola. Esto se puso de manifiesto, sobremanera, en los tubos con mayor rugosidad superficial, en nuestro caso el acero inoxidable AISI 316Ti como demuestra el ABC (Figura V.101).

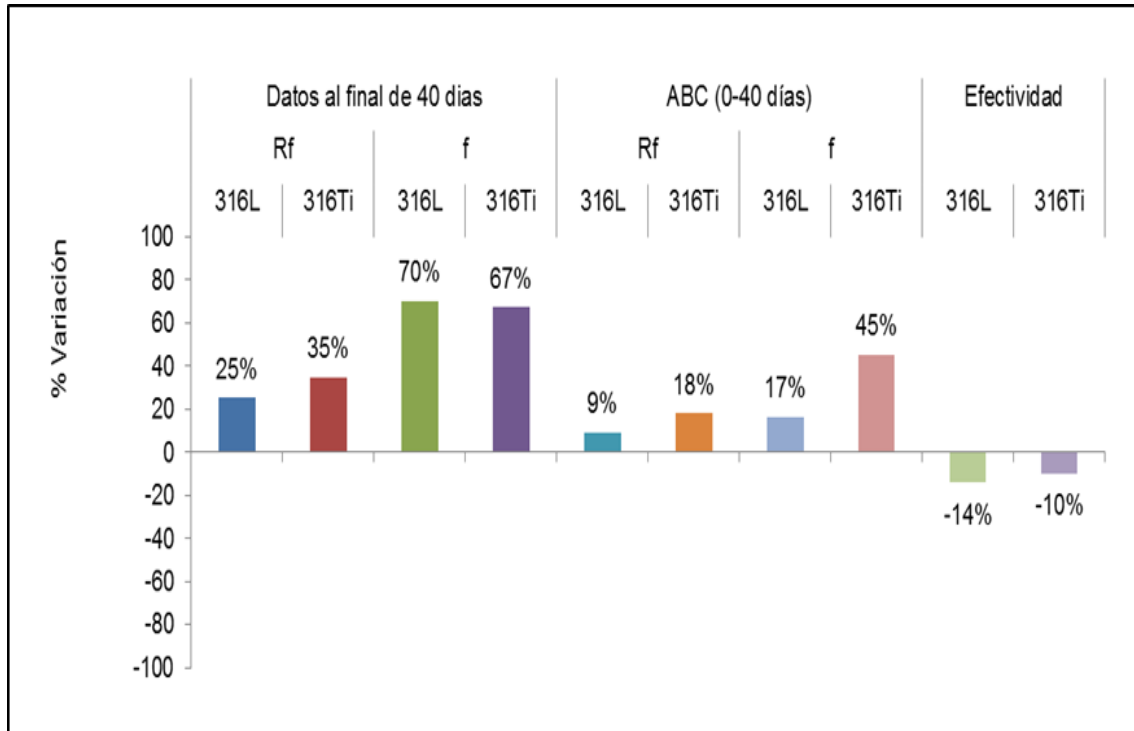


Figura V.101. Variaciones respecto a los valores iniciales de la resistencia a la transferencia de calor (R_f), la resistencia friccional al fluido (f) y la efectividad térmica de los tubos (ϵ) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti.

Las variaciones porcentuales de R_f y f tanto en valores absolutos respecto a los valores iniciales, como el ABC a lo largo de la fase de crecimiento mostraron diferencias entre los diferentes materiales experimentados.

La Figura V.101 muestra una reducción de la efectividad térmica de los dos tubos durante la fase de crecimiento, como consecuencia de una disminución en la transferencia de calor por conducción, debido a la adhesión de la biopelícula a la superficie interna de los tubos. La diferencia representada entre los dos tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti se debió a la mayor presencia de biopelícula en el tubo de menor rugosidad superficial (AISI 316L). La rugosidad del soporte fue uno de los factores que influyó en el proceso inicial de formación de la biopelícula, ya que incrementó el flujo turbulento en la interfase líquido-sólido y con ello el aporte de compuestos orgánicos e inorgánicos que se depositaron en las cavidades rugosas del soporte acelerando el proceso de adhesión.

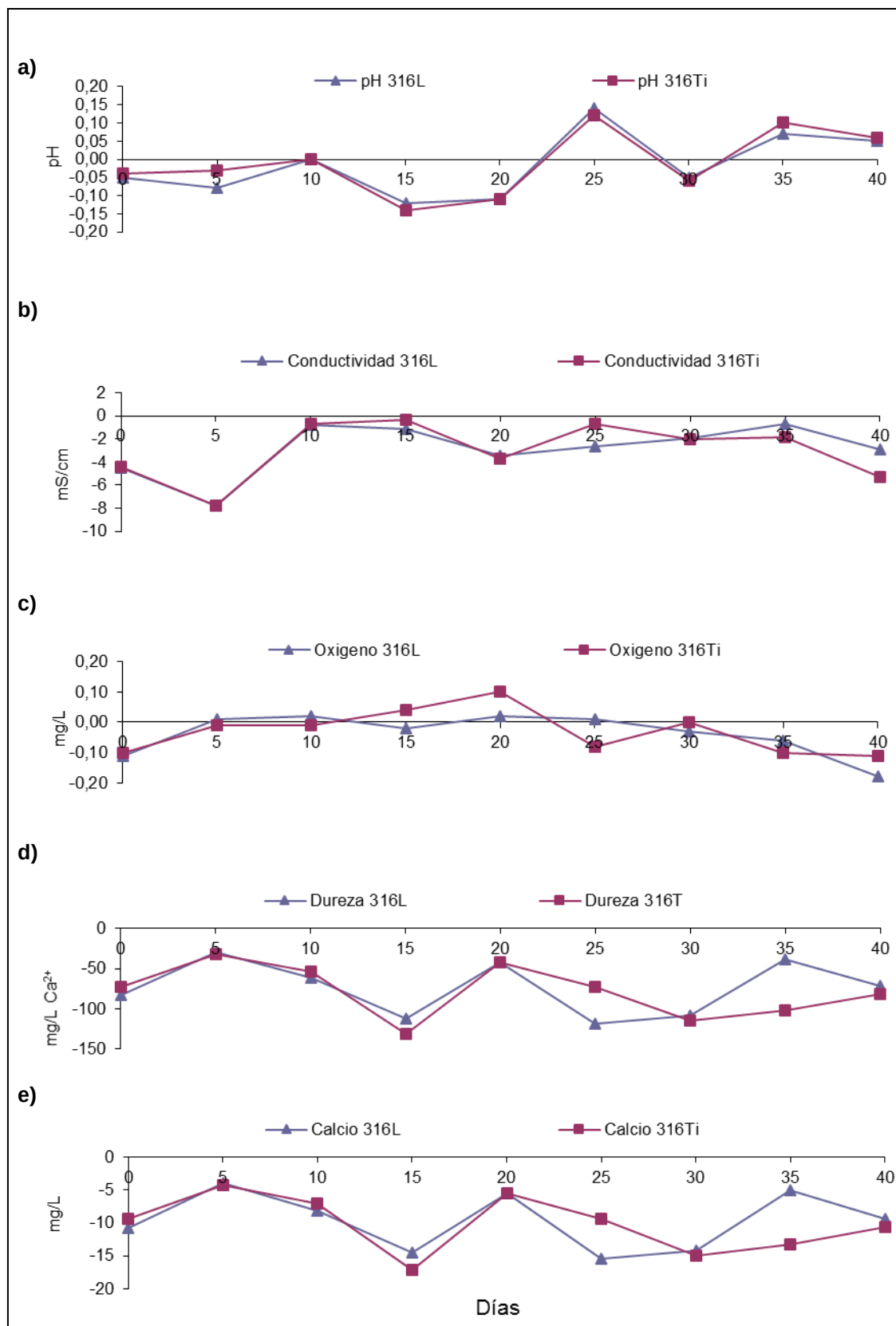


Figura V.102. Variación de las características físico-químicas del agua de mar en el efluente respecto al afluente en los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti a lo largo de la fase de crecimiento del experimento A.

El agua de mar es ligeramente alcalina y tiene la propiedad de compensar cambios en el valor de su pH por la composición iónica que tiene en disolución, por lo que su pH sufre pocas oscilaciones en el medio natural. Su valor depende de la presión, la temperatura y del contenido de carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), boratos (BO_3^{3-}) e iones metálicos hidratados. Por ello, para unas determinadas condiciones de presión y temperatura, la materia inorgánica en general y los carbonatos en particular, actúan como indicador y como mecanismo de regulación. Durante esta fase, el pH experimentó un aumento neto como consecuencia del crecimiento experimentado por la temperatura del agua de mar durante el proceso de transferencia de calor, que compensa el decremento producido por el proceso natural de precipitación de los carbonatos (Figura V.102a).

La conductividad es directamente proporcional a la concentración de iones disueltos y a su movilidad en la disolución. Los valores de conductividad en el efluente durante la fase de crecimiento disminuyeron debido a la precipitación natural de los iones disueltos en el proceso de formación de la biopelícula y a su mayor movilidad, producida por el flujo turbulento del agua de mar en el interior de los tubos (Figura V.102b).

Los valores de oxígeno disuelto del efluente durante la fase de crecimiento disminuyeron debido al aumento de la temperatura del agua de mar en el proceso de intercambio de calor (Figura V.102c).

La disminución de los valores de la dureza y el calcio iónico en la fase de crecimiento indicó que el CaCO_3 precipitó de manera natural para las condiciones de la experimentación durante la fase de crecimiento, pasando a formar parte de la composición de la biopelícula en forma de materia inorgánica (Figura V.102d y Figura V.102e).

V.4.1.2. Fase de tratamiento

El tratamiento con CEMs produjo una disminución inmediata de las variables indirectas R_f y f (Figuras V.21, V.22, V.34 y V.35). El valor de R_f disminuyó exponencialmente durante los dos primeros días de tratamiento, estabilizándose a continuación en los valores mínimos alcanzados al final de la fase de tratamiento. Esta reducción se debió a la suma de dos consecuencias derivadas del tratamiento con CEMs del agua de mar: 1) la menor rugosidad superficial de la biopelícula redujo la resistencia a la transferencia de calor por convección y 2) la menor concentración de sólidos disueltos redujo la resistencia a la transferencia de calor por conducción. La reducción de R_f respecto al tubo de control fue mayor en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti debido a que su rugosidad incrementó régimen turbulento del proceso y la acción AF del tratamiento con CEMs (Figura V.103).

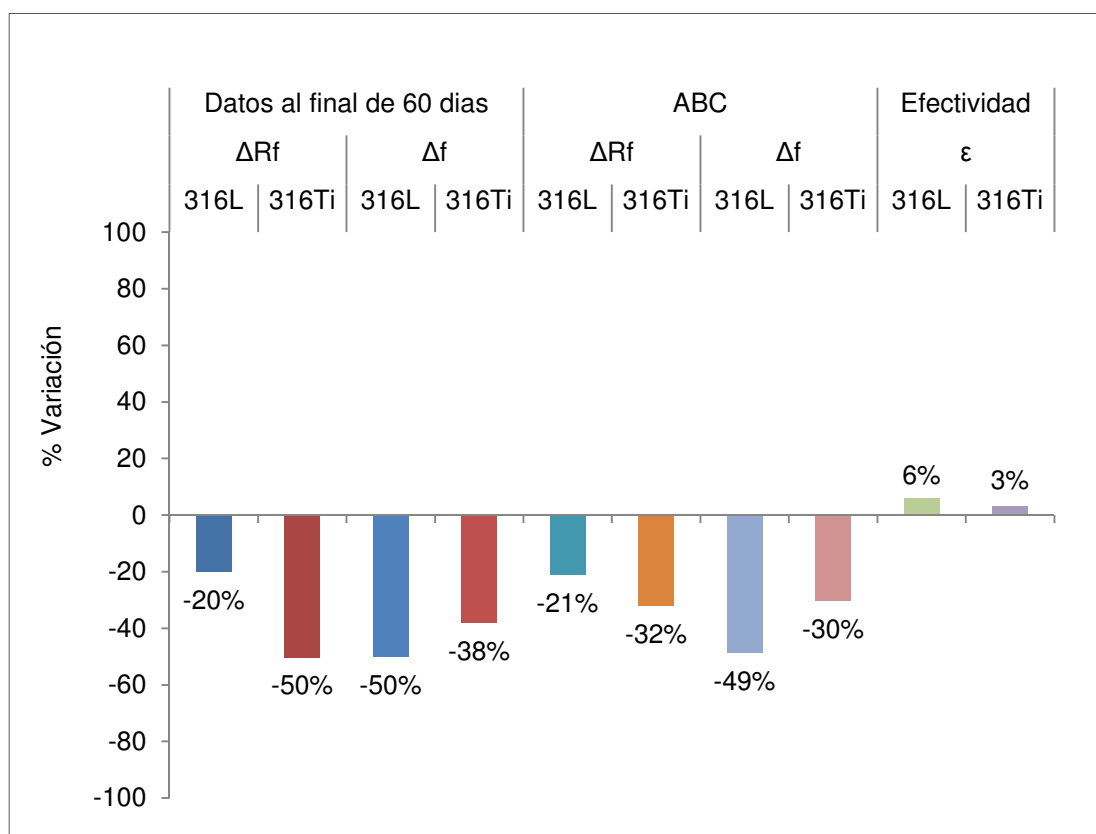


Figura V.103. Variaciones de la resistencia a la transferencia de calor (R_f), la resistencia friccional al fluido (f) y la efectividad térmica de los tubos (ϵ) al final de la fase de tratamiento del experimento A entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.

El valor de f disminuyó durante los cinco primeros días de tratamiento y, a continuación, se estabilizó hasta su finalización. Esta disminución fue debida al alisamiento de la biopelícula provocado por la erosión que producen los cristales de CaCO_3 precipitados como consecuencia del tratamiento del agua de mar con CEMs. La diferencia representada entre los diferentes materiales fue debida al mayor espesor de la biopelícula adherida sobre la superficie del tubo de acero inoxidable AISI 316Ti que provocó una disminución del diámetro efectivo del tubo y como consecuencia mayores caídas de presión en el tubo, lo que se tradujo en mayores valores de f . Los incrementos porcentuales del $ABC^{(40-60)} \Delta R_f$ y de $ABC^{(40-60)} \Delta f$ (Figura V.103) mostraron los efectos de mitigación que los CEMs tuvieron sobre la biopelícula durante la experimentación.

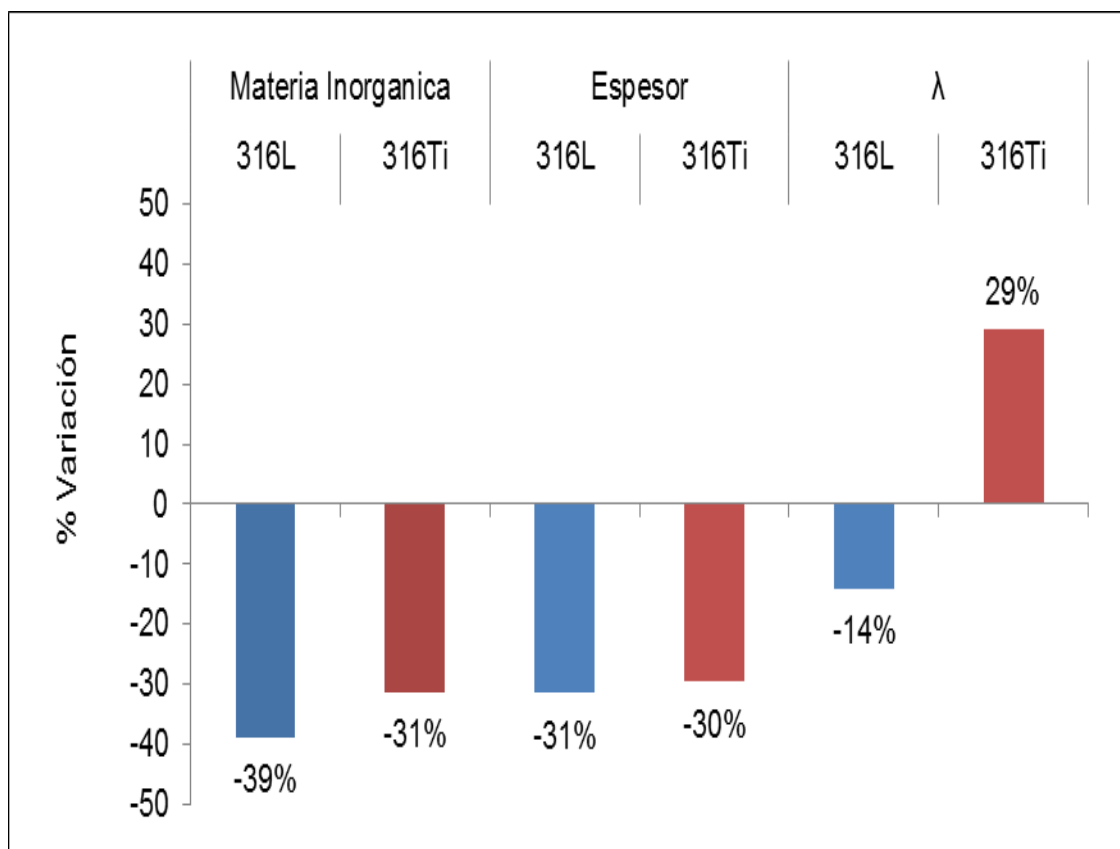


Figura V.104. Variaciones de las medidas directas al final de la fase de tratamiento del experimento A entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.

Las variables directas también respondieron al tratamiento con CEMs. El espesor de la biopelícula adherida en ambos tubos disminuyó al final de la fase de tratamiento (Figura V.104). Esto fue debido a que la precipitación de los iones disueltos afectó a la unión intermolecular de los polímeros extracelulares causando la destrucción y desprendimiento de la matriz de la biopelícula, y además la precipitación de los CaCO_3 tuvo un efecto erosivo que causó el alisamiento de la biopelícula. En cuanto a su composición, los CEMs redujeron los sólidos disueltos debido a que aceleraron el proceso de precipitación de los iones minerales disueltos en el agua, formando cristales de sales minerales que pasaron a estar en suspensión para ser arrastrados por la corriente de fluido fuera del sistema. Por lo tanto, la materia inorgánica presente en la composición de la biopelícula disminuyó, ya que el principio de funcionamiento en que se basa el tratamiento AF con CEMs es precisamente la capacidad de precipitación de los carbonatos presentes en el agua de mar.

La conductividad térmica aparente de la biopelícula dependió tanto de los valores de las medidas directas como indirectas. El espesor, así como la concentración y naturaleza de los sólidos disueltos en la biopelícula resultante determinaron su conductividad térmica aparente. Sabiendo que la conductividad térmica del agua de mar es $0,6 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ (Sharqawy et al. 2010) y que el 80% de la biopelícula adherida fue agua, puede afirmarse que tanto la conductividad térmica de la biopelícula como R_f dependieron de la cantidad y naturaleza de los sólidos disueltos en la biopelícula. En ausencia de sólidos disueltos, el efecto térmico de la biopelícula fue el de una película de agua inmóvil del mismo espesor.

Como consecuencia de la formación de la biopelícula sobre la superficie interna de los tubos del intercambiador de calor se redujo la efectividad térmica del proceso de transferencia de calor. El tratamiento AF con CEMs mejoró la eficiencia térmica del tubo tratado respecto al tubo sin tratamiento (Figura V.103). Esto fue debido a la disminución de R_f como consecuencia del aumento de la transferencia de calor por conducción debido al desprendimiento de la matriz de la biopelícula adherida sobre la superficie interna de los tubos.

El análisis estadístico de las variables indirectas mostró que las diferencias entre los tubos tratados y sin tratar fueron significativas debido a que las diferencias entre los valores no siguieron una progresión al azar.

El análisis microscópico mostró diferencias en el tipo de depósitos que formaron la biopelícula deshidratada adherida sobre los tubos tratados y sin tratar en ambos aceros inoxidables. Respecto a la biopelícula adherida sobre el tubo sin tratar, la biopelícula tratada mostró una estructura con una matriz de biopelícula arenosa con una textura de conglomerados de granos de cuarzo monocristalinos, óxidos y escasa presencia de carbonatos cálcicos, lo cual se debió a la capacidad del tratamiento con CEMs para precipitar los iones disueltos, lo que debilitó la biopelícula al disminuir la unión intermolecular de los polímeros extracelulares presentes en su matriz.

Las características físico-químicas del agua de mar se vieron afectadas en diferente medida por los CEMs. En el medio salino que nos encontramos, el pH se demostró como un factor determinante en el desarrollo de la biopelícula e incrementó la eficiencia del tratamiento con CEMs. En la fase de tratamiento, el valor neto del pH disminuyó debido a que la mayor precipitación de carbonatos provocada por el tratamiento, se tradujo en decrementos del pH que, en este caso, fueron mayores que los incrementos originados como consecuencia del calentamiento del agua de mar durante el proceso de transferencia de calor (Figura V.105a). También, la conductividad del efluente disminuyó confirmando que los CEMs precipitaron los iones disueltos, cristalizando en finas partículas que pasaron a estar en suspensión y no disueltas en el fluido (Figura V.105b). La disminución del oxígeno disuelto en el efluente fue consecuencia del aumento de temperatura que el agua de mar experimentó a su paso por el intercambiador de calor-condensador, y no tanto al efecto de los CEMs (Figura V.105c). El propio proceso de agitación al que la unidad generadora de CEMs sometió al agua de mar antes de pasar por el intercambiador de calor aceleró la precipitación de los iones disueltos y que la dureza del agua de mar en el efluente disminuyera, al igual que lo hizo la concentración de iones de calcio (Figura V.105d y Figura V.105e).

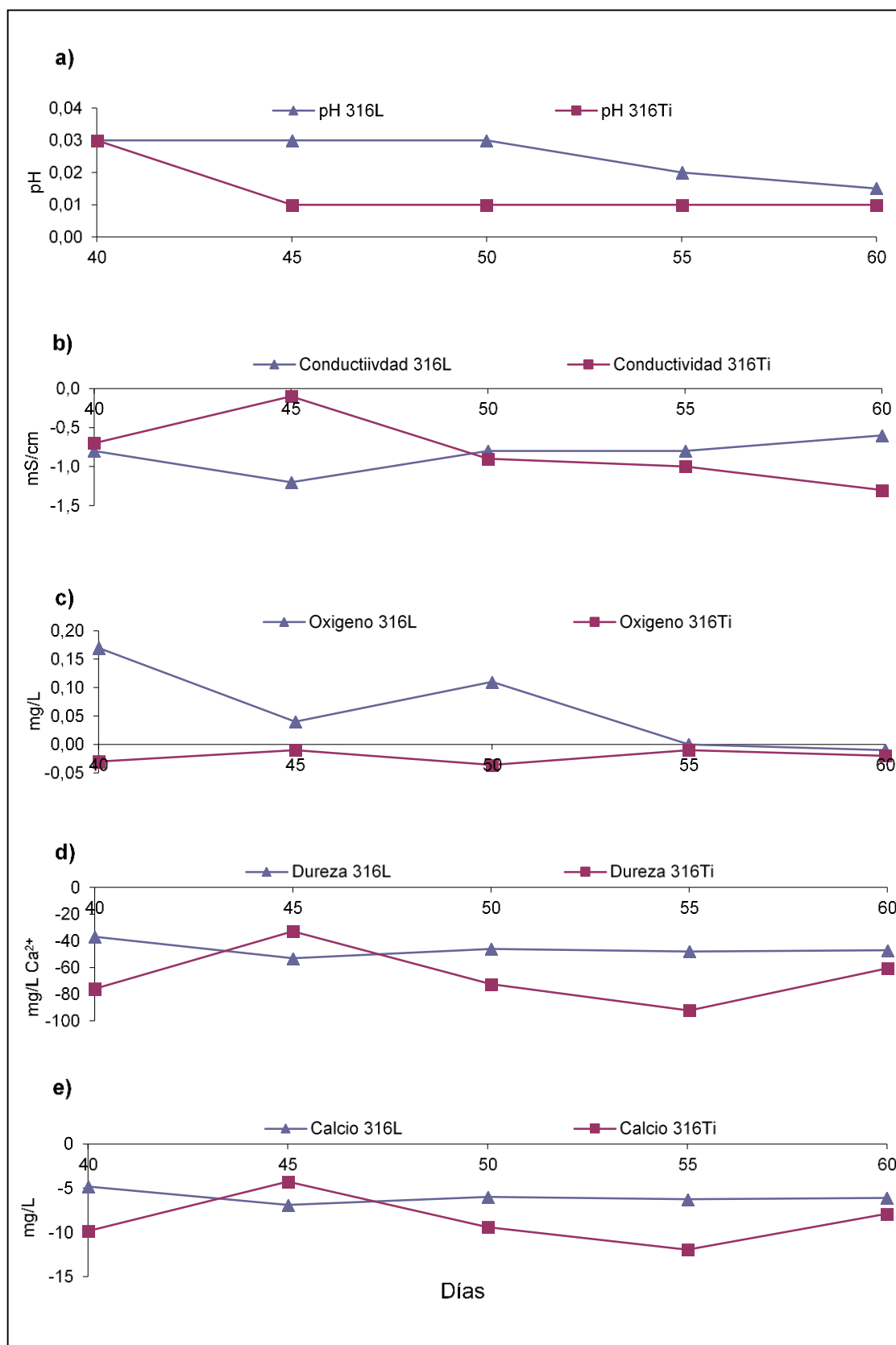


Figura V.106. Variación de las características físico-químicas del agua de mar en el efluente de los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados frente al de los tubos sin tratar a lo largo de la fase de tratamiento del experimento A.

V.4.2. EXPERIMENTO B. MANTENIMIENTO DE LAS CONDICIONES DE LIMPIEZA INICIALES DE LOS TUBOS

La evolución de las variables indirectas en el tubo sin tratar y tratado permitió distinguir claramente las tres fases características del proceso de formación de la biopelícula (Figuras V.47, V.48, V.60 y V.61): fase de inducción, fase de crecimiento exponencial y fase de aplanamiento. Los valores de R_f y del ABC^{0-60} del ΔR_f representaron la suma de la resistencia a la transferencia de calor por conducción y convección. La resistencia a la transferencia de calor por conducción dependió de la cantidad y naturaleza de los sólidos disueltos en la biopelícula. La resistencia a la transferencia de calor por convección dependió de las propiedades del fluido, de las propiedades de la superficie y del tipo de flujo. La evolución de R_f en el tubo tratado mostró una progresión prácticamente lineal con el tubo de control durante las fases de inducción y aplanamiento, y una reducción con respecto al tubo de control en la fase de crecimiento exponencial (Figura V.47 y V.60). Esta reducción de R_f se debió a la suma de dos consecuencias derivadas del tratamiento con CEMs del agua de mar: 1) la menor rugosidad superficial de la biopelícula debida al alisamiento provocado por la erosión del CaCO_3 precipitado causó una reducción en las microturbulencias del fluido que redujeron la resistencia a la transferencia de calor por convección y 2) la menor concentración de sólidos disueltos en la biopelícula redujo la resistencia a la transferencia de calor por conducción.

Los valores de f y del ABC^{0-60} del Δf dependieron de la caída de presión en el tubo provocada por la reducción del diámetro efectivo del tubo como consecuencia de la adhesión de depósitos sobre la superficie interior del tubo. Al igual que en R_f , durante la fase de crecimiento exponencial de la biopelícula, los valores de f del tubo tratado cambiaron de tendencia con respecto al tubo de control. Esto fue debido al proceso de alisamiento de la superficie de la biopelícula explicado con anterioridad (Figura V.48 y V.61).

Las medidas directas mostraron reducciones importantes en los tubos tratados respecto a los sin tratar. El espesor de la biopelícula tratada disminuyó respecto a la sin tratar debido a que los CEMs provocaron la precipitación de

los iones disueltos afectando a la unión intermolecular de los polímeros extracelulares alterando el crecimiento natural de la biopelícula, y además, la precipitación de los CaCO_3 tuvo un efecto erosivo de alisamiento durante el crecimiento de la biopelícula. Los CEMs modificaron la composición de la biopelícula, reduciendo la concentración de sólidos disueltos en su matriz debido a la precipitación de los iones disueltos en el agua de mar evitando su adhesión sobre la superficie interna de los tubos. Esto supuso que la concentración de materia inorgánica presente en la biopelícula tratada fuera menor que en la no tratada.

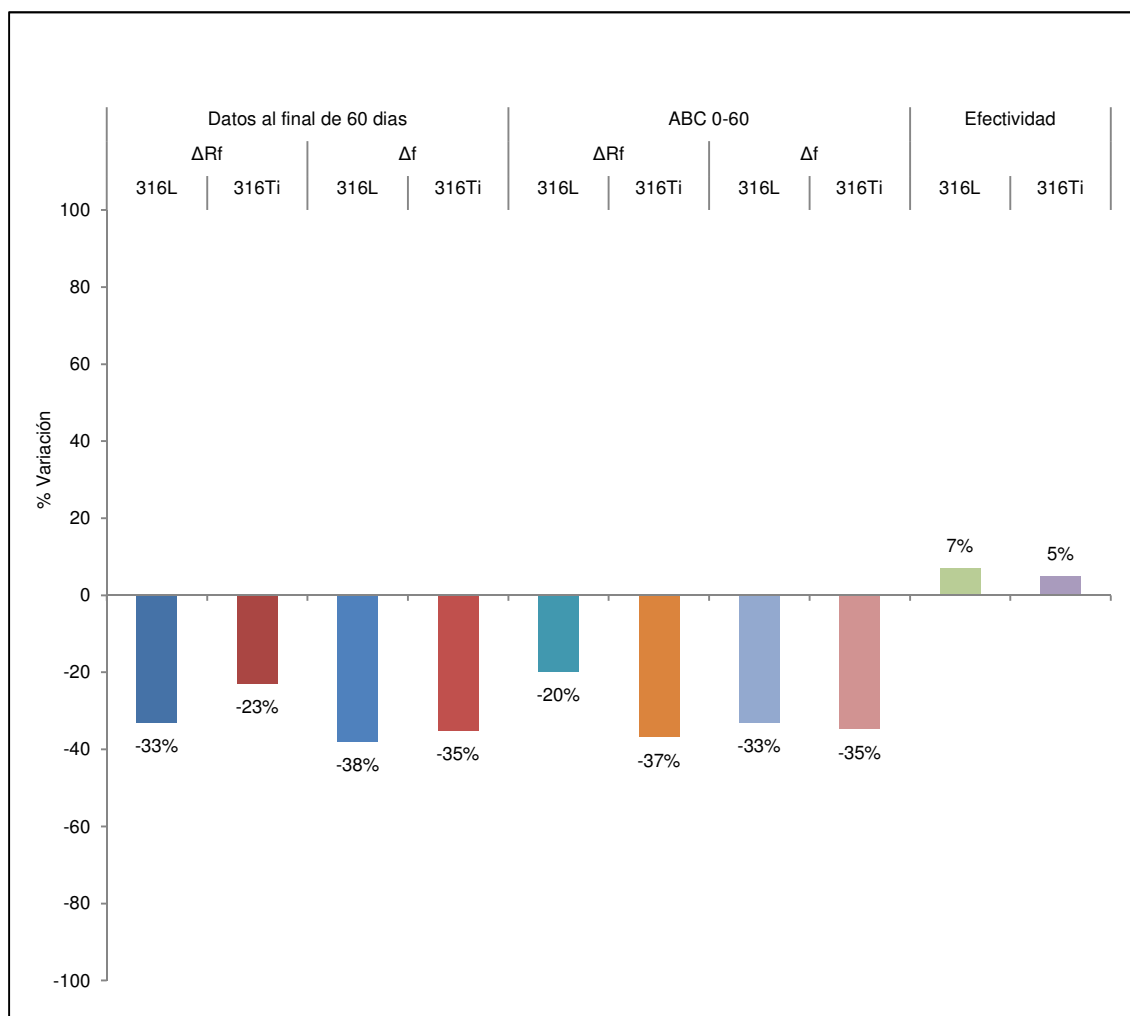


Figura V.106. Variaciones de la resistencia a la transferencia de calor (R_f), la resistencia friccional al fluido (f) y la efectividad térmica de los tubos (ϵ) al final del experimento B entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.

La conductividad térmica aparente de la biopelícula dependió de la diferente concentración y naturaleza de los depósitos que la forman y de su espesor. El menor espesor y concentración de CaCO_3 de la biopelícula tratada del tubo de acero inoxidable AISI 316L se tradujo en un incremento de su conductividad térmica aparente como consecuencia de la mayor conductividad térmica de los óxidos presentes en su composición, los cuales tienen una conductividad térmica específica más elevada. Por el contrario, en el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti tratado la conductividad térmica aparente de la biopelícula tratada fue menor que la no tratada debido a que la presencia de óxidos fue menor.

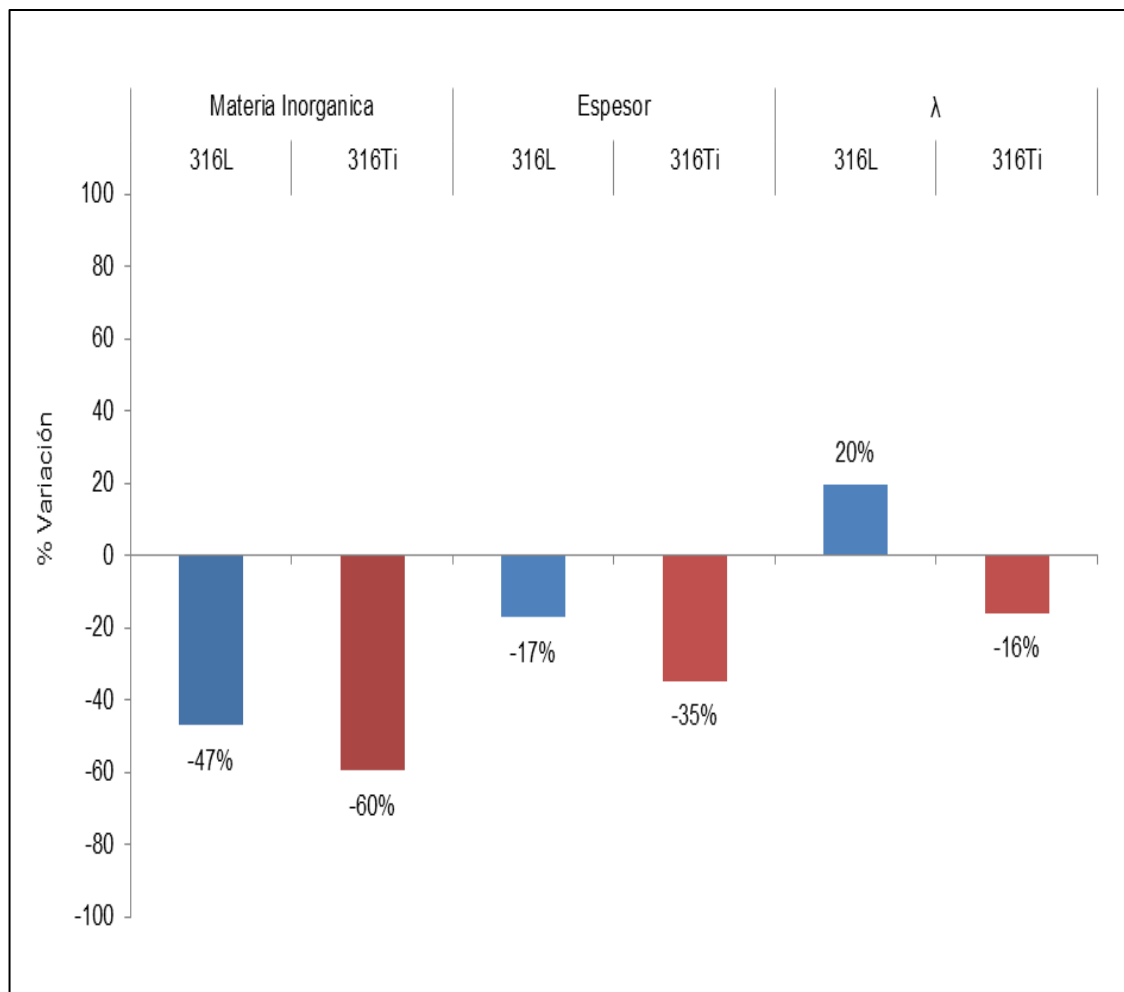


Figura V.107. Variaciones de las medidas directas al final del experimento B entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.

El tratamiento AF con CEMs mejoró la eficiencia térmica del tubo tratado respecto al tubo sin tratamiento (Figura V.106) en tanto y cuanto disminuyó la R_f como consecuencia de la reducción de la resistencia a la transferencia calor por convección debido a la disminución de turbulencias por el alisamiento de la biopelícula y a la reducción de la resistencia a la transferencia de calor por conducción debido a la menor concentración de sólidos disueltos en la matriz de la biopelícula.

El análisis estadístico de las medidas indirectas (R_f y f) calculadas en el tubo tratado para la condición de “tubo limpio” evidenció que las diferencias entre los tubos tratados y sin tratar fueron significativas y no se sucedieron por azar debido a que siguieron progresiones lineales.

Respecto al análisis microscópico de las biopelículas deshidratadas adheridas sobre la superficie interior de los tubos, los resultados de los tubos tratados presentaron una matriz de biopelícula arenosa ligeramente compacta y cohesionada con una fina textura de conglomerados de granos de cuarzo monocristalinos, óxidos y escasa presencia de carbonatos cálcicos, y por lo tanto, más fácil de eliminar que la que se produjo en ausencia de tratamiento (Figura V.54, V.67, V.80 y V.93). Las diferencias mostradas entre las biopelículas tratadas y sin tratar fueron debidas a la capacidad de los CEMs para precipitar los iones disueltos que ocasionó la debilitación estructural de la biopelícula como consecuencia del proceso de precipitación.

Los análisis físico-químicos realizados a los efluentes mostraron variaciones entre los tubos tratados y sin tratar. Como se dijo en la fase de crecimiento del experimento A, el valor del pH dependió de la presión, la temperatura y del contenido de CO_3^- , HCO_3^- , BO_3^{3-} e iones metálicos hidratados. Los resultados en el efluente mostraron que el valor neto del pH disminuyó debido a que la mayor precipitación de carbonatos provocada por el tratamiento, se tradujo en decrementos del pH que, en este caso, fueron mayores que los incrementos originados como consecuencia del calentamiento del agua de mar durante el proceso de transferencia de calor (Figura V.108a).

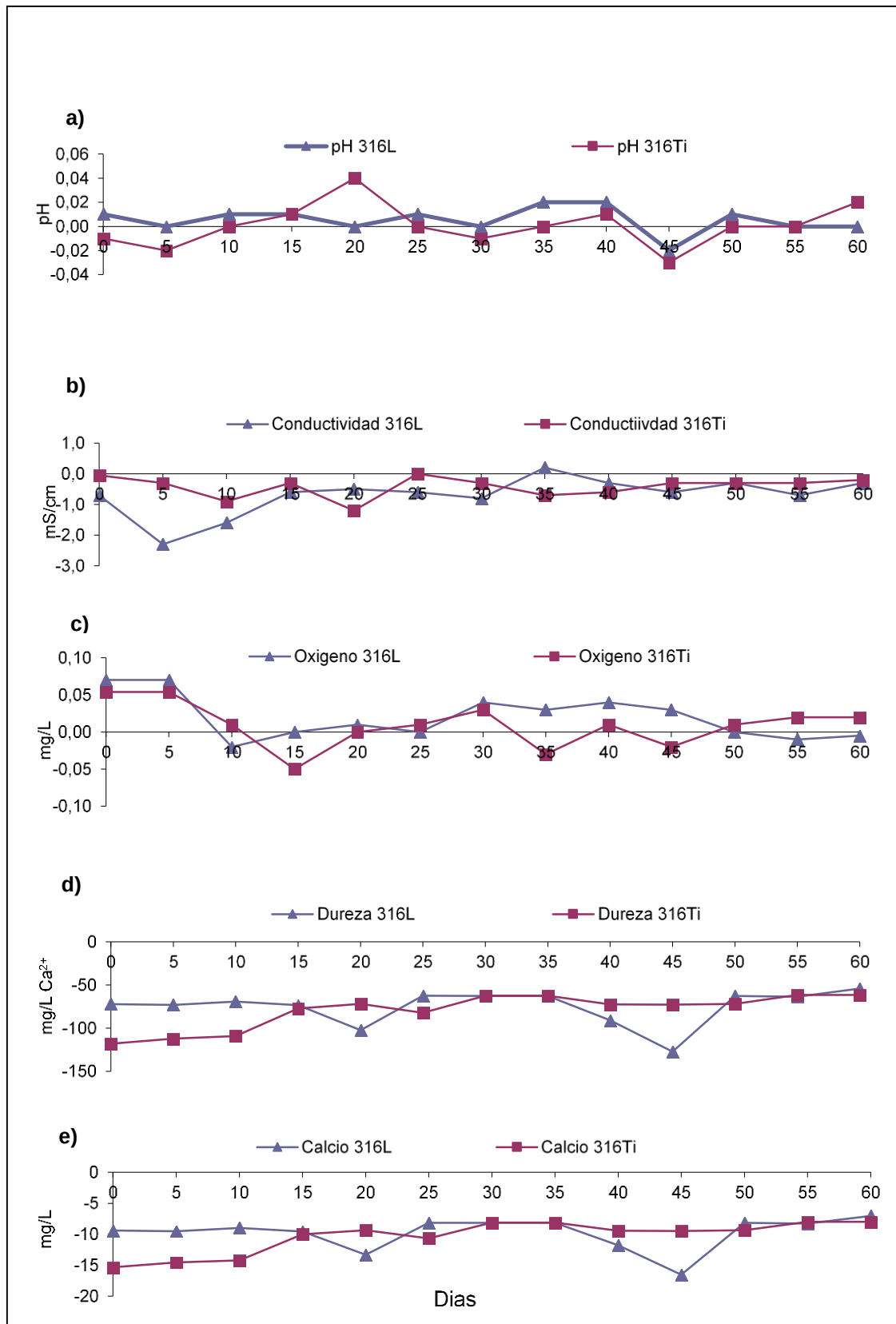


Figura V.108. Variación de las características físico-químicas del agua de mar en el efluente de los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados frente al de los tubos sin tratar a lo largo del experimento B.

La conductividad fue directamente proporcional a la concentración de iones disueltos y a su movilidad en la disolución, lo cual justificó que los efluentes sometidos a tratamiento con CEMs tuviesen una menor conductividad durante la fase experimental (Figura V.108b). Los valores del oxígeno disuelto en los tubos con tratamiento mostraron ligeras disminuciones en la concentración debido al incremento de la temperatura en el efluente como consecuencia de una mejor transferencia de calor producida por el tratamiento (Figura V.108c). La menor concentración de dureza y calcio iónico en el tubo con tratamiento durante toda la experimentación confirmó que los CEMs aceleraron el proceso de nucleación del calcio iónico y su precipitación en CaCO_3 , que fue arrastrado por la corriente de agua de mar de refrigeración (Figura V.108d y V.108e). Este hecho justificó el menor porcentaje de materia inorgánica presente en la biopelícula tratada.

V.4.3. EXPERIMENTO C. INFLUENCIA DE LA VELOCIDAD DE CIRCULACIÓN DEL AGUA DE REFRIGERACIÓN SOBRE EL GRADO DE ENSUCIAMIENTO DE LOS TUBOS

Las variables indirectas mostraron diferencias entre los tubos tratados y los de control sin tratamiento para la nueva condición de velocidad de flujo establecida. Como se comentó en los epígrafes anteriores, los valores de R_f representaron la suma de la resistencia a la transferencia por conducción y convección. La resistencia a la transferencia de calor por conducción dependió de la cantidad y composición de los sólidos disueltos en la biopelícula. La resistencia a la transferencia de calor por convección dependió de las propiedades del fluido, de las propiedades de la superficie y del tipo de flujo. Una mayor velocidad de fluido provocó un mayor régimen turbulento en el tubo, aunque la rugosidad de la biopelícula y por lo tanto la creación de turbulentos remolinos en la frontera de la capa límite fuesen menores. Mientras que el espesor de la biopelícula fue menor que el de la subcapa viscosa, el valor de la

transferencia de calor por convección fue menor que cuando los elementos rugosos se proyectaron fuera de la subcapa viscosa pero dentro de la zona de turbulencia formando remolinos turbulentos. Los resultados mostraron importantes reducciones de los valores de ΔR_f asociadas al incremento de la velocidad de flujo debido a que el mayor régimen turbulento produjo un alisamiento de la biopelícula y una menor concentración de sólidos disueltos que provocaron una reducción de la resistencia a la transferencia de calor por conducción y la menor concentración de sólidos disueltos, reduciéndose la resistencia a la transferencia de calor por conducción (Figura V.109).

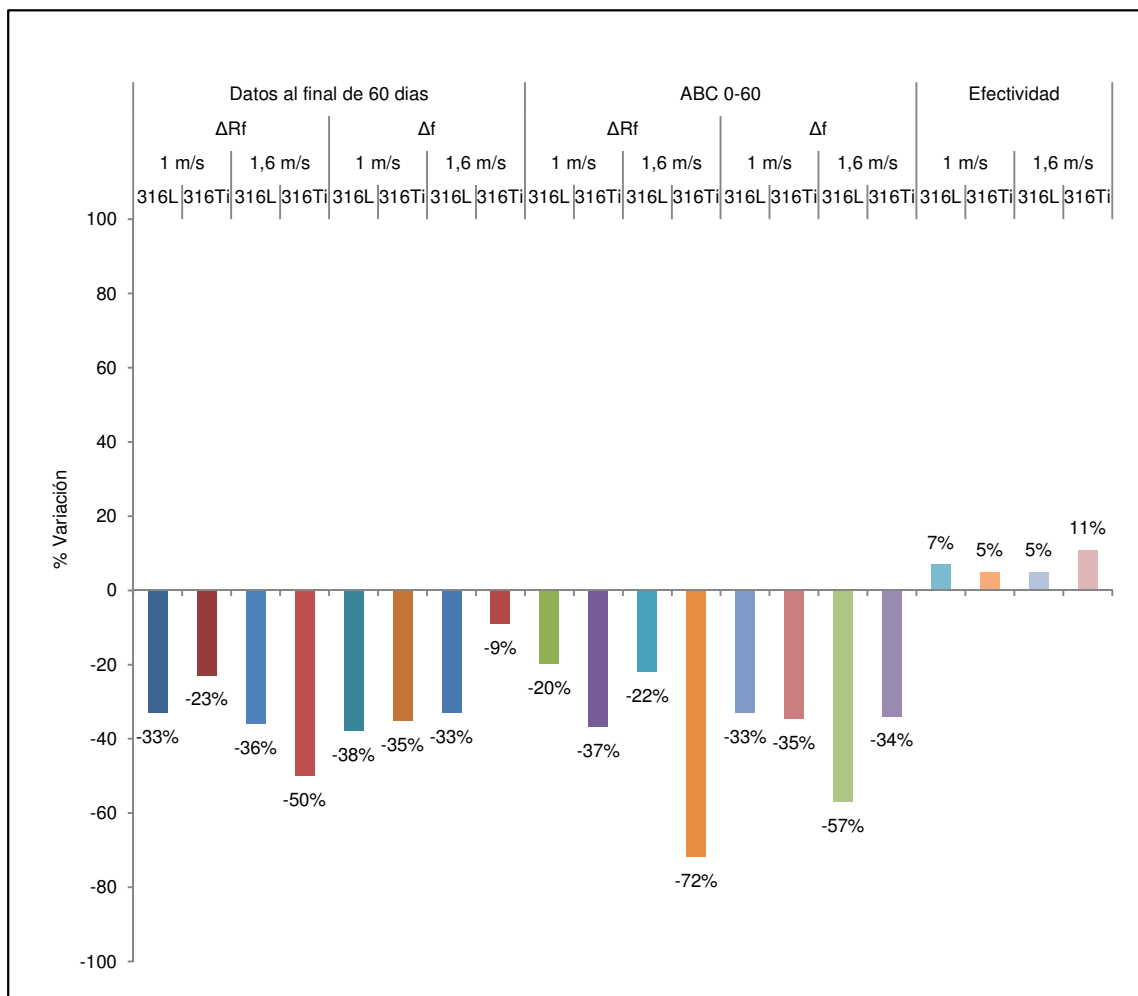


Figura V.109. Variaciones de la resistencia a la transferencia de calor (R_f), la resistencia friccional al fluido (f) y la efectividad térmica de los tubos (ϵ) al final del experimento C frente al B entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.

La variable f dependió de la caída de presión en el tubo y de la reducción de su diámetro efectivo como consecuencia de la adhesión de depósitos sobre su superficie. Ahora bien, el valor de f fue directamente proporcional a la caída de presión en el tubo e inversamente proporcional al cuadrado de la velocidad, por lo que a mayores velocidades menores valores de f . También, las mayores velocidades de flujo produjeron una biopelícula más delgada y compacta, menos rugosa y con menos concentración de sólidos disueltos. El ABC^{0-60} del ΔR_f y del Δf indicó que las variables indirectas calculadas fueron menores a mayor velocidad (Figura V.109). Así pues, el aumento de la velocidad de flujo de agua de refrigeración, asociado al tratamiento AF con CEMs, permitió mejorar las condiciones del proceso de transferencia de calor (Figura V.109).

Las variables directas también se vieron afectadas para las nuevas condiciones de velocidad del flujo. Mayores velocidades de flujo limitan el proceso de crecimiento de la biopelícula debido a que la tensión cortante que ejerce el flujo de agua sobre la pared del tubo aumentó en relación al cuadrado de la velocidad. Mayores tensiones cortantes redujeron la acumulación de microorganismos sobre la superficie, erosionando, alisando y reduciendo el espesor de la biopelícula, y afectando a su estructura favoreciendo el desprendimiento de células y fragmentos de biopelícula. Además, el aumento de la velocidad del flujo de agua de refrigeración asociado al tratamiento con CEMs, aumenta el proceso de precipitación de los iones disueltos reduciendo la presencia de CaCO_3 en la composición de la biopelícula (Figura V.110).

La conductividad térmica aparente dependió de la naturaleza de los diferentes depósitos que formaron la biopelícula y de su espesor. La velocidad de flujo determinó una menor concentración de sólidos disueltos en su estructura, aunque más compactos. Por lo tanto, velocidades de flujo más altas unidas al tratamiento con CEMs dieron como resultado una biopelícula con un mayor coeficiente de conductividad térmica debido al incremento de la concentración de óxidos en la biopelícula, los cuales tienen mayor conductividad térmica específica. El aumento de la velocidad de flujo a 1,6 m/s disminuyó el ΔR_f y la efectividad térmica de los tubos fue mayor (Figura V.109).

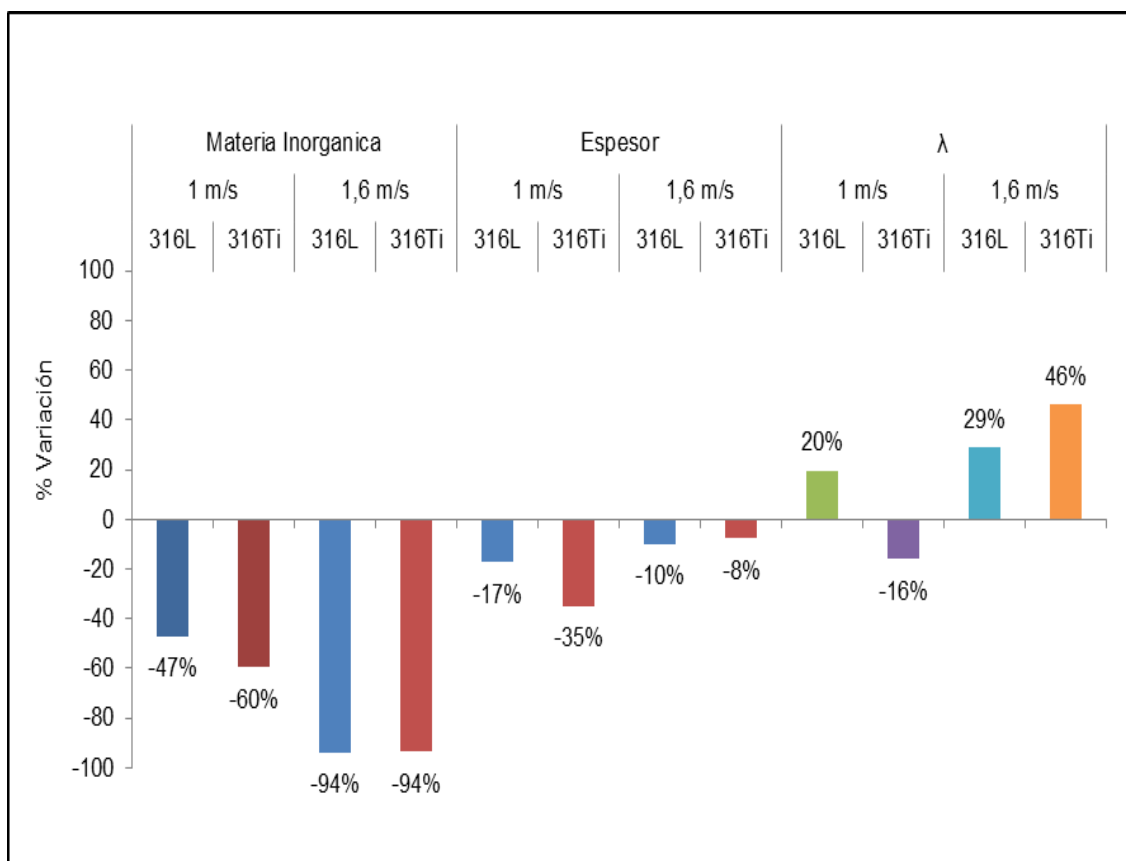


Figura V.110. Variaciones de las medidas directas al final del experimento C frente al B entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.

El análisis estadístico de la prueba t para muestras relacionadas, concluyó que las diferencias entre los valores de las variables indirectas para los tubos tratados y sin tratar fueron significativos y no se correspondían al azar debido a que las diferencias entre los valores siguieron una progresión lineal.

Microscópicamente, no se apreciaron diferencias sustanciales en la composición de las biopelículas evaluadas, aunque sí que se comprobó el mayor grado de compactación de la biopelícula resultante a mayor velocidad de flujo.

En cuanto a las características físico-químicas del agua de mar en el efluente, no se apreciaron diferencias significativas respecto a los resultados obtenidos en el experimento B, por lo que la velocidad del flujo no resultó ser un factor determinante en la composición del agua de mar (Figura V.111).

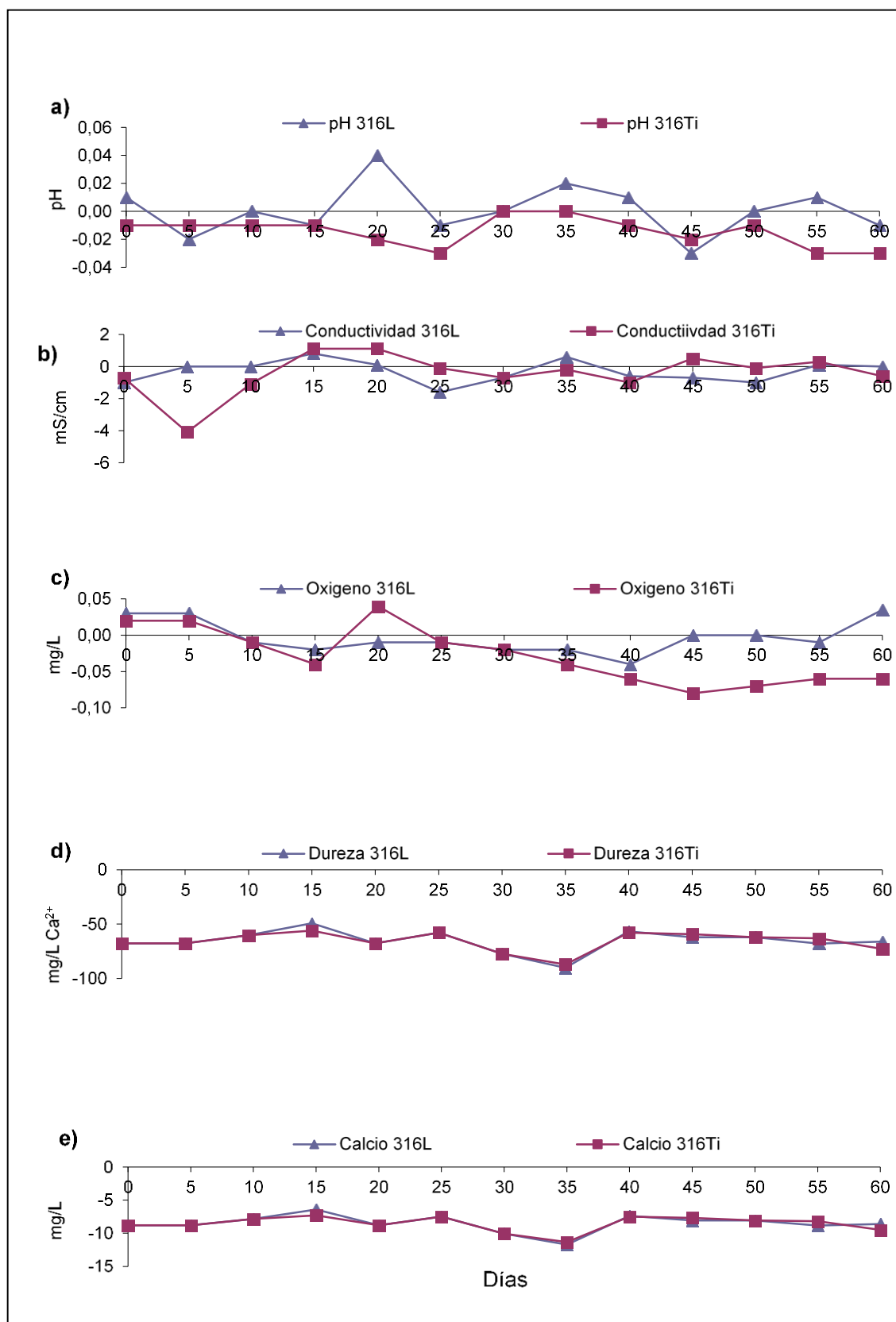


Figura V.111. Variación de las características físico-químicas del agua de mar en el efluente de los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados frente al de los tubos sin tratar a lo largo del experimento C.

V.4.4. ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA EFICACIA ANTIFOULING DE LOS TRATAMIENTOS ENSAYADOS

En este apartado se comparan las diferencias entre las variables experimentales calculadas para los tres ensayos realizados. En cuanto a las medidas indirectas, el tratamiento continuo con CEMs permitió mantener unos valores próximos a los de la condición de “tubo limpio”, mejorados cuando se aumentó la velocidad del flujo de agua de refrigeración, mientras que el tratamiento aplicado a una biopelícula madura permitió recuperar parcialmente las condiciones iniciales y se mostró eficaz en el proceso de eliminación de una biopelícula formada, pero sin alcanzar los resultados del tratamiento continuo (Figura V.112). Dentro de las medidas indirectas, la variable f se mostró más sensible al tratamiento que R_f , en parte debido a que el efecto erosivo provocado por la precipitación del CaCO_3 se evidenció en mayor medida sobre el alisamiento de la biopelícula que sobre la cantidad y naturaleza de los depósitos adheridos.

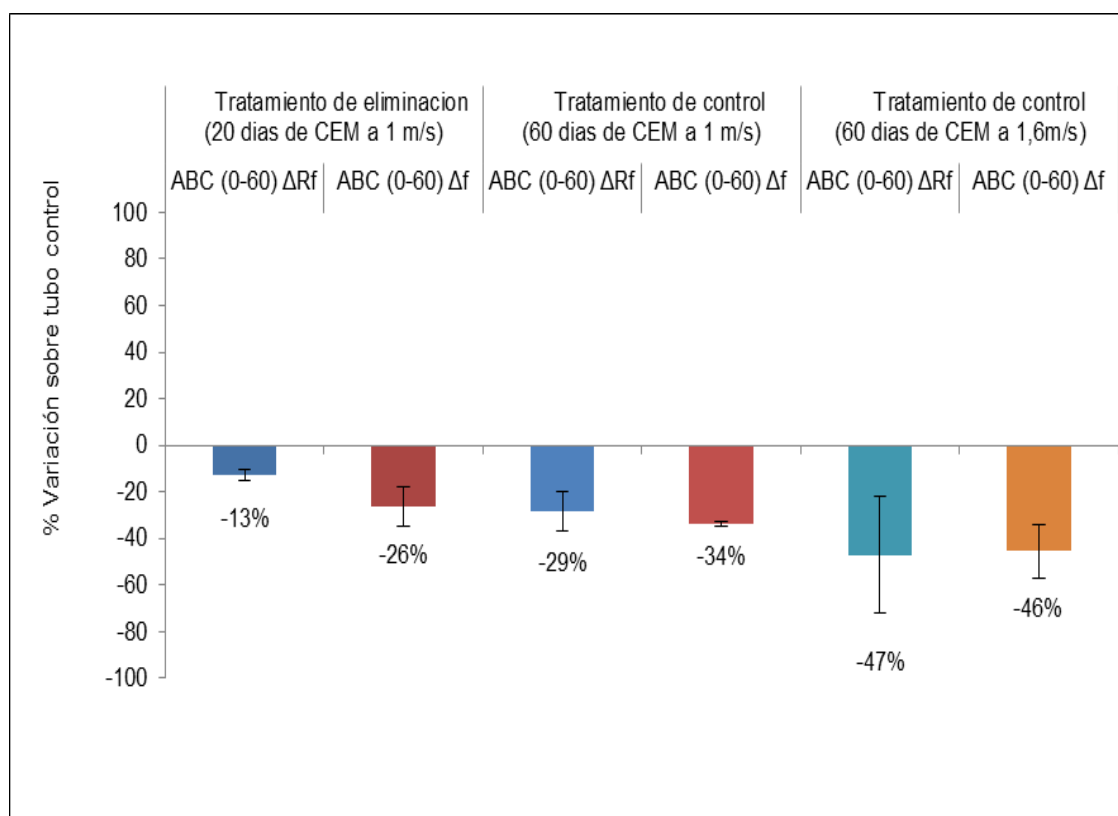


Figura V.112. Variación del $ABC^{(0-60 \text{ días})} \Delta R_f$ y $ABC^{(0-60 \text{ días})} \Delta f$ de los tubos tratados con CEMs respecto a los tubos de control sin tratamiento.

La composición de la biopelícula, y más concretamente, su contenido en materia inorgánica determinó la variación de la variable R_f . En este sentido, existió una estrecha correlación lineal entre las variaciones del $ABC^{(0-60 \text{ días})}$ de R_f y la menor concentración de materia inorgánica en la biopelícula. Esto se pudo cuantificar mediante la ecuación V.1:

$$ABC^{0-60} \Delta R_f = 4,34 + 0,55 \Delta \text{Inorganica} \text{ (coeficiente correlación} = 0,9732) \quad (V.1)$$

La eficacia antifouling de los tratamientos ensayados dependió de su capacidad para reducir los valores de la variable R_f en función del grado de eliminación de la materia inorgánica presente en la composición de la biopelícula (Figura V.113). Por lo tanto, menor presencia de materia inorgánica en la biopelícula supuso mayor actividad antifouling del tratamiento.

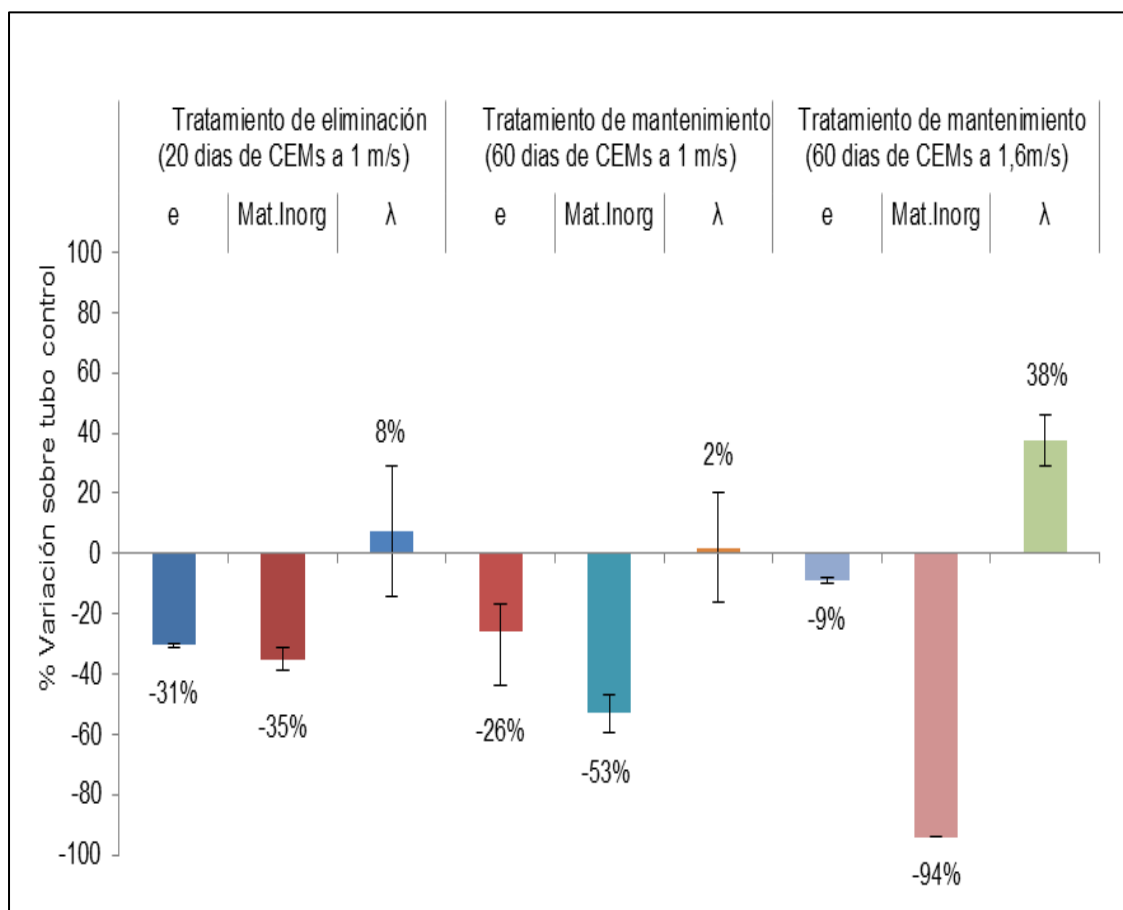


Figura V.113. Variación de espesor de la biopelícula (e), materia inorgánica en su composición y conductividad térmica aparente (λ) de los tubos tratados respecto a los tubos de control sin tratar.

Las variables directas mostraron diferencias en el espesor y la composición de la biopelícula en los tres ensayos. Las mayores diferencias de espesores respecto a los tubos sin tratar fueron observadas en el tratamiento de una biopelícula madura, debido a los efectos de erosión que los precipitados de CaCO_3 tuvieron al ser arrastrados por el fluido. El tratamiento de mantenimiento de las condiciones iniciales a velocidad de flujo de 1,6 m/s mostró la menor cantidad de biopelícula depositada de las tres experimentaciones, lo cual se debió a que mayores velocidades de flujo combinadas con el tratamiento con CEMs produjeron mayores efectos de erosión, alisado y debilitación de la matriz de la biopelícula, y una menor presencia de sólidos disueltos en la composición de la biopelícula. Respecto a la composición de la biopelícula, los CEMs redujeron la materia inorgánica en función de la velocidad de flujo (Figura V.113). Microscópicamente, a mayor velocidad de flujo, la biopelícula resultante fue más fina, compacta, arenosa, con mayor presencia de óxidos y menor de carbonatos cálcicos que el resto de las biopelículas tratadas.

La conductividad térmica aparente de la biopelícula tratada a 1,6 m/s mostró significativos incrementos respecto a la biopelícula sin tratar, debido a que la velocidad de flujo determinó la naturaleza y compactación de la biopelícula, así como la concentración de sólidos disueltos en su estructura. Por lo tanto, velocidades de flujo más altas asociadas al tratamiento con CEMs dieron como resultado una biopelícula con mayor conductividad térmica (Figura V.113).

La efectividad térmica de los tubos tratados aumentó al hacerlo la velocidad de flujo, ya que el resto de variables experimentales de las que depende, varían en menor medida cuando se asocian los efectos del tratamiento con CEMs y mayores velocidades de flujo de agua de refrigeración. El tratamiento con CEMs de una biopelícula madura permitió recuperar parcialmente la eficiencia térmica perdida durante el proceso de crecimiento de la biopelícula debido a su parcial eliminación y recuperación de las condiciones iniciales del ensayo, pero sin que la efectividad global del ensayo mejorara la del tratamiento continuo para la condición de “tubo limpio” (Figura V.114).

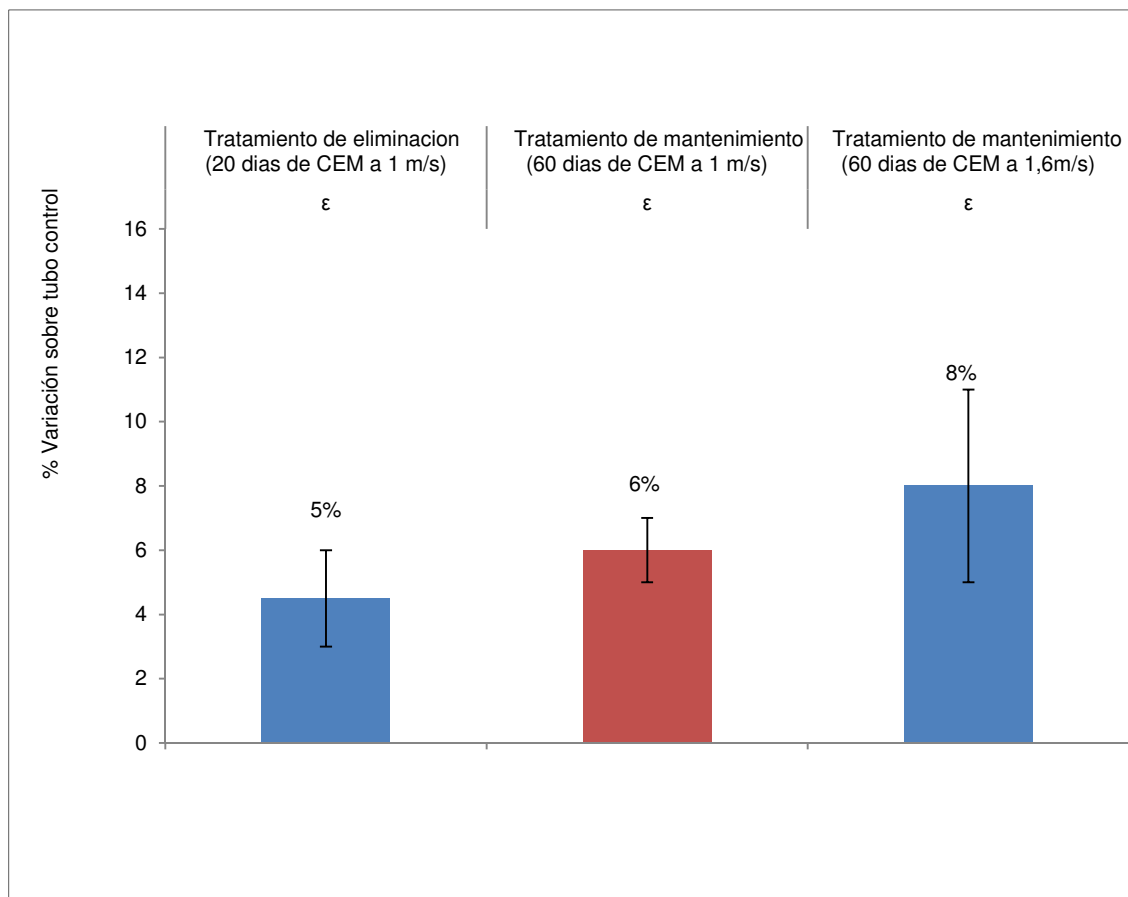


Figura V.114. Variación de la efectividad térmica (ϵ) de los tubos tratados respecto a los tubos de control sin tratar.

Las características físico-químicas de los efluentes denotaron ciertas diferencias en función de las condiciones del ensayo realizado. El pH mostró ligeras disminuciones cuando se aceleró el proceso de precipitación del CaCO_3 como consecuencia del tratamiento con CEMs. La conductividad fue directamente proporcional a la concentración de iones disueltos y a su movilidad en la disolución, lo cual justificó que disminuyera en el efluente de los tubos tratados respecto a los no tratados. La mayor disminución de conductividad se produjo en el tratamiento de la biopelícula madura y la menor en el tratamiento para la condición de “tubo limpio” a la velocidad de flujo de 1,6 m/s. El oxígeno disuelto en el agua varía directamente con la temperatura, por lo que su menor concentración en los efluentes tratados indicó mayor incremento de temperatura del agua de refrigeración a su paso por el tubo

como consecuencia de que el tratamiento permitió mantener mayores coeficientes de transmisión de calor. La acción de los CEMs se demostró en la variación de la dureza y del calcio iónico en los efluentes tratados respecto a los efluentes de control sin tratar, como consecuencia de la precipitación de los iones disueltos en el agua de mar. Este principio de actuación se puso de manifiesto en los tres ensayos (Figura V.115).

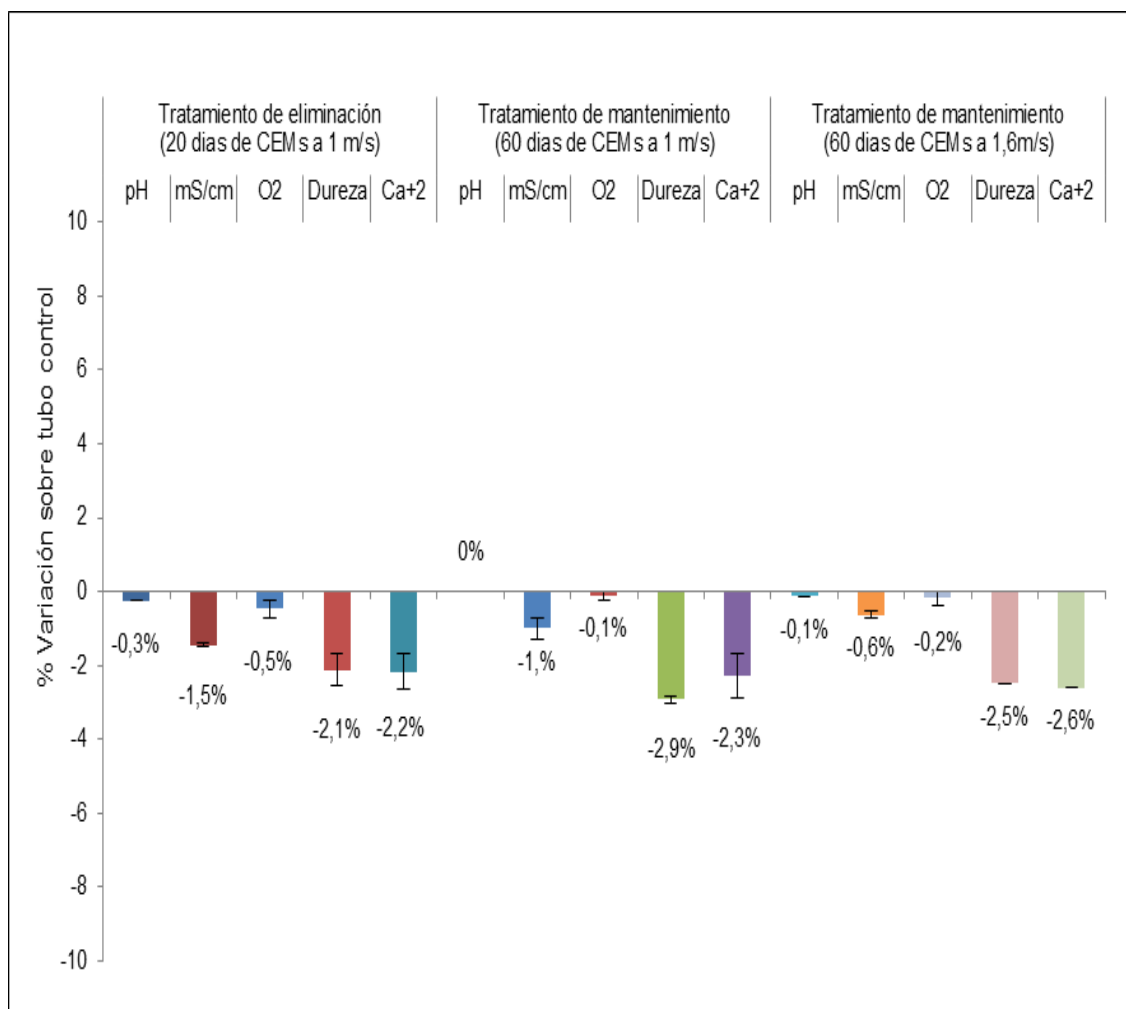


Figura V.115. Variación de las características físico-químicas del efluente respecto a los tubos de control en los tres ensayos realizados.

VI. DISCUSIÓN

VI.1. DISCUSIÓN INTERNA

En este apartado se analizan los resultados y se comparan con los obtenidos en otras experimentaciones realizadas en la misma planta experimental con tratamientos antifouling en similares condiciones de ensayo.

VI.1.1. ANÁLISIS DE RESULTADOS

La evolución de las medidas indirectas (R_f y f) indica que sobre la superficie interna de los tubos del intercambiador de calor-condensador se desarrolla una biopelícula que se estabiliza en el tiempo, por lo que las condiciones de los ensayos fueron favorables para experimentar el tratamiento físico antifouling con CEMs en condiciones de máxima exigencia.

Coincidiendo con Girón-Portilla (1997), Río-Calonge (1999) o Ruiz-García (2003), el desarrollo de la biopelícula incrementa el valor de las variables indirectas, cuya evolución en el tiempo sigue una curva sigmoideal característica en la que se diferencian tres fases (Figura V.99 y V.100):

- **Fase de inducción.** Etapa en la que tienen lugar los procesos de adhesión bacteriana primaria de carácter reversible y desarrollo inicial de la biopelícula. Debido a su mínimo espesor, las variables indirectas experimentan incrementos muy pequeños e incluso negativos en función del grado de rugosidad del soporte. Sin embargo, este efecto sobre los valores de f es inexistente en cualquiera de los tubos tratados con CEMs, lo que sugiere que el tratamiento dificulta la adhesión bacteriana en su fase inicial.
- **Fase de crecimiento exponencial.** Las bacterias producen exopolisacáridos y ligandos que permiten la adhesión bacteriana secundaria de carácter irreversible al soporte, lo que unido a la adhesión de depósitos inorgánicos hace que el espesor de la biopelícula se incremente rápidamente hasta valores próximos a los máximos. Esto se traduce en que al final de esta fase, las variables indirectas alcanzan valores cercanos a los máximos. El asentamiento bacteriano es más

débil en los tubos tratados con CEMs. Además, se producen modificaciones en la composición de la biopelícula como consecuencia de la aplicación de un CEM, resultando más evidentes en el tubo de acero inoxidable de AISI 316Ti debido a su mayor rugosidad superficial.

- **Fase de aplanamiento.** Los compuestos extracelulares originados por las bacterias adheridas interactúan con las moléculas orgánicas e inorgánicas del medio y comienzan a dividirse activamente o a morir, aumentando la densidad y complejidad de la biopelícula alcanzando su madurez. La menor concentración de materia inorgánica en el agua de mar tratada con CEMs debilita la fijación de los compuestos extracelulares, resultando una biopelícula más inestable.

La resistencia a la transferencia de calor (R_f) es el resultado de la suma de la resistencia a la transferencia de calor por convección y por conducción (Eguía et al. 2007). La resistencia a la transferencia de calor por convección resulta del movimiento del fluido y generalmente disminuye con la acumulación de biofouling debido a que la rugosidad de los depósitos incrementa la turbulencia en la interfase sólido-líquido. La resistencia a la transferencia de calor por conducción se debe a las capas aislantes formadas por los depósitos, y que generalmente aumentan con la acumulación de biofouling y en función del coeficiente de conductividad térmica de los depósitos que lo forman. En consecuencia, R_f depende de la cantidad y naturaleza del biofouling, además de las características físico-químicas del agua de refrigeración y del gradiente de temperatura radial en el tubo.

La resistencia friccional al fluido (f) aumenta a medida que aumentan los depósitos que forman el biofouling incrementando la rugosidad del soporte y disminuyendo el diámetro efectivo de los tubos, lo que se traduce en un aumento de las pérdidas de carga que experimenta el agua de mar a su paso por los tubos. Esto supone, que para mantener las condiciones hidráulicas en el tubo constantes se deba incrementar el consumo energético de la bomba de circulación.

La experimentación demuestra que existe una correlación entre las medidas indirectas. Ambas variables dependen directa o indirectamente de la rugosidad de la superficie. Esto justifica los mayores incrementos que las medidas indirectas experimentaron en el tubo de mayor rugosidad superficial (acero inoxidable AISI 316Ti) frente al acero inoxidable AISI 316L con menor grado de rugosidad superficial.

Durante la fase de inducción en la que la tasa de crecimiento de la biopelícula es muy baja y su espesor muy pequeño, no pueden detectarse correctamente las caídas de presión diferencial en el tubo debidas a la rugosidad “hidráulica”, por lo que los valores de la variable f no son representativos hasta que el espesor de la biopelícula no se aproxima al de la subcapa viscosa, resultando más significativos durante esta fase los valores de R_f . Durante esta fase de colonización inicial de la superficie, ambas variables tienen incrementos negativos respecto al valor inicial tomado como referencia al comienzo de la experimentación. Según Río-Calonge (1999), esto se debe a la rugosidad propia del tubo para la condición de “tubo limpio”. En el caso de R_f , la rugosidad aumenta las microturbulencias en la interfase sólido-líquido aumentando el coeficiente de convección frente al de conducción, lo que inicialmente favorece el intercambio de calor a través del tubo. A medida que el espesor de la biopelícula aumenta, la resistencia por conducción se incrementa y R_f alcanza valores positivos. En cuanto a f , inicialmente los depósitos de biofouling ocupan las cavidades rugosas de la pared del tubo alisando la superficie y disminuyendo f . A medida que aumenta el espesor de la biopelícula se incrementa su rugosidad y los valores de f aumentan exponencialmente (Figura VI.1). Aunque la fase de inducción dura más para la variable f que para R_f , el aumento al final de la fase de crecimiento de f es mayor que el de R_f , como demuestra también el área encerrada bajo la curva de ambas variables (Figura V.101). Según Eguía (1998), esto se debe a que algunos depósitos inorgánicos tienen una rugosidad alta y una pequeña conductividad térmica. Además, f puede variar sustancialmente ante incrementos pequeños de la rugosidad.

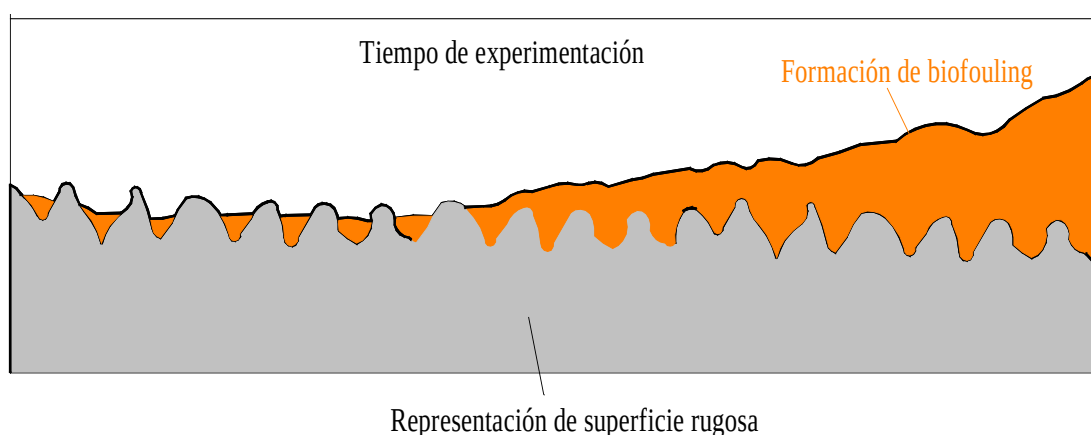


Figura VI.1. Influencia de la rugosidad inicial del tubo sobre las medidas indirectas durante la fase de inducción en el experimento A (Río-Calonge 1999).

En el caso de tener una biopelícula madura adherida sobre la superficie interna de los tubos de un intercambiador de calor-condensador, la aplicación del tratamiento con CEMs permite invertir la tendencia de las variables indirectas independientemente del tipo de acero inoxidable con el que se construya el tubo. El tiempo de respuesta de las variables indirectas al tratamiento con CEMs es prácticamente inmediato, recuperándose parcialmente en el tiempo los valores medidos para la condición de “tubo limpio”. El tratamiento produce la precipitación del CaCO_3 y como consecuencia el acondicionamiento de la superficie, que origina que los valores de R_f y f disminuyan progresivamente como consecuencia del desprendimiento de la biopelícula. Los valores decrecientes de la variable R_f , manteniendo las condiciones de ensayo, indican la eliminación de las capas aislantes formadas por los depósitos de biofouling como consecuencia de la eliminación parcial de la biopelícula. Del mismo modo, los valores decrecientes de la variable f indican menor rugosidad de la superficie y menores pérdidas de carga en el tubo como consecuencia de recuperar parcialmente el diámetro efectivo del tubo debido al desprendimiento de los depósitos. A su vez, disminuye la resistencia a la transferencia de calor por convección que depende de f , por lo que los valores de R_f decrecen.

Las medidas indirectas (R_f y f) indican la evolución del crecimiento de la biopelícula para la condición de “tubo limpio” tanto en los tubos de control como

en aquellos sometidos a la acción del tratamiento con CEMs desde el inicio del experimento, y afectan tanto a los construidos con acero inoxidable AISI 316L como a los fabricados con el acero inoxidable AISI 316Ti. Sin embargo, tomando como punto de partida los estudios previos de Girón-Portilla (1997), Rio-Calonge (1999) y Ruíz-García (2003), cabe resaltar algunas peculiaridades en lo que respecta a la evolución del ΔR_f y Δf , característicos del proceso de formación de la biopelícula. En la fase de inducción, los dos tubos tratados con CEMs presentan incrementos similares con algunas diferencias. Aparte, las fases de inducción de f en los tubos tratados de acero inoxidable AISI 316L con respecto los tubos tratados AISI 316Ti tienen una duración diferente debido a la rugosidad del soporte. Los efectos de alisamiento inicial de la superficie interna de los tubos sobre los valores de f son inexistentes en cualquiera de los tubos tratados con CEMs, lo que sugiere que el tratamiento dificulta la implantación de la biopelícula en sus fases iniciales. La evolución de la fase de crecimiento exponencial en los tubos sometidos a tratamiento con CEMs no sigue la típica evolución sigmoideal, descrita previamente, y se producen unos menores incrementos en los valores de R_f y de f . Además, la fase de crecimiento exponencial se prolonga en el tiempo en el tubo AISI 316Ti. El origen de estos cambios se atribuye a un asentamiento más débil de la biopelícula y/o a modificaciones en su composición derivadas del tratamiento con CEMs, que resultan más evidentes en el tubo acero inoxidable AISI 316Ti, con mayor rugosidad superficial. En la fase de aplanamiento, esta diferencia resulta menos patente en los tubos sometidos a tratamiento con CEMs que, en algún caso, dista de mostrar valores estabilizados.

De acuerdo con Eguía (1998), cabe señalar, que a mayor velocidad de flujo se acortan las fases de inducción y de crecimiento de la curva sigmoideal descrita para las variables indirectas (R_f y f). Asimismo, la concentración de sólidos disueltos en la biopelícula se reduce, en especial el contenido en materia orgánica. En lo que respecta a los efectos del tratamiento con CEMs aplicado a mayor velocidad de flujo, la duración de las tres fases en la evolución de los valores de R_f y f es similar a la observada en los tubos de control, lo que indica que este comportamiento es atribuible mayoritariamente a la velocidad de flujo,

sin que el tratamiento antifouling lo modifique sustancialmente. El tratamiento con CEMs permite mantener unos valores de R_f y de f en el tiempo por debajo de los alcanzados en los tubos no tratados. Sin embargo, desde el punto de vista cuantitativo, las diferencias en R_f son claramente mayores en el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti, mientras que las diferencias en el valor de f lo son en el tubo AISI 316L. El motivo de tal diferencia es la rugosidad superficial entre los tubos (Eguía et al. 2007; Rio-Calonge 1999).

La aplicación del tratamiento AF con CEMs en la mitigación de una biopelícula madura o para la condición de “tubo limpio” en la superficie interna de los tubos de un intercambiador de calor-condensador refrigerado por agua de mar, permite minimizar en ambos casos la pérdida de eficiencia del proceso de transferencia de calor y estabilizar las condiciones térmicas de la instalación. Finalmente, podemos señalar que la eficacia en la mitigación de la biopelícula es mayor en el tratamiento para la condición de “tubo limpio” que sobre una biopelícula madura. Esto es debido a que el tratamiento con CEMs aplicado desde el inicio de la experimentación actúa sobre la estructura física y biológica de la biopelícula, ya que se reducen los iones de calcio presentes en el agua de mar que afectan a la unión intermolecular de los polímeros extracelulares que son los responsables de la integridad de la biopelícula (Eguía 1998). Sin embargo, en la mitigación de una biopelícula madura se hace más evidente el efecto erosivo de los carbonatos cálcicos precipitados como consecuencia del tratamiento.

Las medidas directas muestran el espesor y la composición de la biopelícula. De acuerdo con Trueba et al. (2015b), el espesor de la biopelícula depende directamente de la velocidad de flujo que limita su proceso de crecimiento. Esto se debe a que la tensión cortante que ejerce el flujo de agua sobre el soporte aumenta en relación al cuadrado de la velocidad. Así mismo, según Trueba et al. (2014), los CEMs aceleran el proceso de precipitación de los iones disueltos afectando a la unión intermolecular de los polímeros extracelulares, provocando la destrucción de la matriz de la biopelícula y su desprendimiento de la superficie. Estos precipitados son arrastrados por el flujo de agua de

refrigeración por el interior del tubo, lo que produce un efecto erosivo sobre la biopelícula que causa su desprendimiento. Por lo tanto, los tubos tratados con CEMs y con mayores velocidades de flujo tienen menores valores de espesor en sus biopelículas. También, los tubos tratados desde la condición de “tubo limpio” tienen menores espesores de biopelícula que los tubos tratados con biopelícula madura. Esto es debido a que la precipitación de los iones disueltos afecta a la unión intermolecular de los polímeros extracelulares alterando el crecimiento natural de la biopelícula, y además, la precipitación de los CaCO_3 tiene un efecto erosivo de alisamiento durante todo el crecimiento de la biopelícula. Esto no ocurre para una biopelícula madura que es más afectada por la erosión de los precipitados arrastrados por el flujo de agua de refrigeración. De acuerdo con Trueba et al. (2014), la reducción de la materia inorgánica adherida es consecuencia de la precipitación del CaCO_3 después de que la acción del tratamiento con CEMs provoque que los iones presentes en el agua de mar cristalicen y sean arrastrados por el fluido. Del mismo modo, el tratamiento con CEMs reduce la concentración de sólidos disueltos en la biopelícula, así como la presencia de materia orgánica e inorgánica en su composición. Por lo tanto, el contenido de materia inorgánica en la biopelícula tratada desde la condición de “tubo limpio” es inferior que sobre una biopelícula madura, debido a que los CEMs para la condición de “tubo limpio” precipitan el CaCO_3 y no se adhiere a la biopelícula desde el inicio de su formación. Finalmente, podemos señalar que el tratamiento con CEMs favorece la precipitación de CaCO_3 y la elevada velocidad de flujo su remoción por arrastre que produce la eliminación parcial de las estructuras microbiológicas de la biopelícula alcanzando un mayor grado de debilitamiento de su matriz.

La conductividad térmica aparente de la biopelícula depende de su espesor y de la naturaleza sus depósitos, ya que sus diferentes coeficientes de conductividad térmica determinan el efecto aislante de la biopelícula. Precisamente, el tratamiento con CEMs disminuye tanto el espesor como la presencia de materia orgánica e inorgánica en la biopelícula. Por lo tanto, teniendo en cuenta que más del 80% de la composición de la biopelícula es agua y que la conductividad térmica del agua de mar es $0,6 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ (Trueba

et al. 2015a) menor que la de los depósitos orgánicos e inorgánicos, la conductividad térmica de la biopelícula resultante puede aproximarse a la de una película de agua inmóvil del mismo espesor. Por el contrario, el tratamiento con CEMs a mayores velocidades de flujo produce menores espesores de biopelícula con inferiores valores de R_f , lo cual ocasiona un incremento en la conductividad térmica aparente de la biopelícula.

La efectividad térmica de los tubos es inversamente proporcional a la resistencia a la transferencia de calor. Evidentemente, cuanto menor es R_f mayor es la efectividad térmica en el tubo. En este aspecto, es determinante el espesor y naturaleza de los depósitos de la biopelícula, ya que sus diferentes coeficientes de conductividad térmica determinan el efecto aislante y repercuten directamente sobre el proceso de transferencia de calor. La mayor conductividad térmica de la biopelícula resultante del tratamiento con CEMs no afecta negativamente a R_f y consecuentemente a la efectividad térmica de los tubos. Por lo tanto, esta última variable depende directamente del espesor de la biopelícula, siendo más favorable para la eficiencia del proceso de transferencia de calor una biopelícula delgada con escasa concentración de CaCO_3 que una gruesa con mayor concentración.

Los tratamientos con CEMs modifican la naturaleza de los depósitos de la biopelícula, presentando una composición arenosa con escasa presencia de CaCO_3 y una textura de granos de monocristalinos.

Según Trueba et al. (2014), el agua de mar es ligeramente alcalina y tiene la propiedad de compensar cambios en el valor de su pH debido a la composición iónica que tiene en disolución y porque sufre pocas oscilaciones en el medio natural. Su valor depende de la presión, la temperatura y del contenido de CO_3 , HCO_3^- , BO_3^{3-} e iones metálicos hidratados. Por ello, para unas determinadas condiciones de presión y temperatura, la materia inorgánica en general y los carbonatos en particular, actúan como indicador y como mecanismo de regulación. Coincidiendo con Trueba et al. (2014), el pH del medio se demuestra como un factor determinante en el modo de actuación del

tratamiento con CEMs. El carácter incrustante del agua depende del equilibrio cálcico carbónico. Dicho equilibrio cuantifica la interacción entre el CaCO_3 y el CO_2 procedente de la atmósfera, originando la reacción del ácido carbónico con la calcita para formar bicarbonato cálcico. Pues bien, cuanto más alcalina es el agua, el equilibrio cálcico-carbónico tiende a la supersaturación acelerando el proceso de nucleación. Coincidiendo con Trueba et al. (2015a), el incremento del pH rompe el equilibrio cálcico-carbónico aumentando la cantidad de precipitados en el agua y mejora la efectividad del proceso de tratamiento con CEMs.

El oxígeno disuelto es vital para la respiración celular y, por lo tanto, para la actividad biológica en el agua de mar. Resulta ser un indicador determinante de la calidad ambiental del agua de mar. Su valor depende del régimen turbulento del proceso de intercambio de calor y de la temperatura del agua de mar. La temperatura es un factor que determina la capacidad del oxígeno para disolverse. Las aguas más frías tienen mayor capacidad de disolución del oxígeno, por lo que la medida del oxígeno disuelto en el afluente será mayor frente al contenido en el efluente. La variación del oxígeno disuelto en el agua de mar no puede asociarse a la acción de los CEMs por encima del incremento de temperatura que experimenta el afluente a su paso por el intercambiador de calor-condensador.

La conductividad es directamente proporcional a la concentración de iones disueltos y a su movilidad en la disolución (Trueba et al. 2014). La conductividad del agua de mar a su paso por el intercambiador de calor-condensador se reduce debido a la precipitación natural de los iones disueltos. El efecto de los CEMs de favorecer la precipitación del CaCO_3 puede comprobarse mediante el análisis de la conductividad de los efluentes, donde los efluentes tratados tienen valores inferiores de conductividad respecto de los efluentes sin tratamiento.

Según Trueba et al. (2014), el análisis del contenido de calcio iónico y la dureza permite entender los procesos físico-químicos que tienen lugar en el agua de

mar a su paso por el intercambiador de calor-condensador. El descenso de estos parámetros en el efluente frente a los del afluente, indica que el CaCO_3 precipita de manera natural para las condiciones de ensayo, pasando a formar parte de la composición de la biopelícula en forma de materia inorgánica. Coincidiendo con los resultados de Trueba et al. (2014, 2015a), los tratamientos con CEMs aceleran el proceso de precipitación de los carbonatos cálcicos y, como consecuencia, disminuyen los contenidos de calcio iónico y dureza total en los efluentes tratados respecto a los efluentes sin tratar.

VI.1.2. ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA ACCIÓN ANTIFOULING DE LOS CEMs FRENTE A OTROS TRATAMIENTOS FÍSICOS Y QUÍMICOS APLICADOS EN LA MISMA PLANTA EXPERIMENTAL

Antes de analizar los resultados presentados para los diferentes tratamientos AF (Tabla VI.1), debemos de tener en cuenta que los tratamientos se aplicaron a diferentes velocidades de flujo. Esta variable del sistema se muestra como un factor determinante en el proceso de crecimiento de la biopelícula y en la acción AF de cualquiera de los tratamientos analizados.

Los resultados mostrados en la Tabla VI.1 indican que la acción AF de un tratamiento químico con hipoclorito sódico (NaOCl) reduce drásticamente el espesor de la biopelícula. Según Eguía et al. (2007), esto es debido a que el NaOCl oxida y despolimeriza los EPS de la biopelícula, destruyendo su matriz y provocando su desprendimiento del soporte. Esto se debe a su capacidad de penetración en la membrana celular para atacar su citoplasma, generando enlaces químicos estables nitrógeno-cloro con las proteínas celulares. De este modo, afecta a las zonas activas de ciertas coenzimas, bloqueando las transformaciones químicas intermedias que posibilitan la producción de ATP lo que repercute en su respiración celular. Debido a este método de actuación, el NaOCl tiene menor efecto sobre el contenido de materia inorgánica de la biopelícula. Por el contrario, los tratamientos con CEMs, en especial

combinados con una velocidad de flujo más elevada, muestran un efecto AF relacionado con la eliminación de materia inorgánica, sin afectar significativamente a las estructuras biológicas que conforman la biopelícula. La diferencia en el modo de actuación de estos dos tratamientos supone que en la práctica sean compatibles y puedan combinarse.

Tratamiento	Material Tubo	Flujo (m/s)	$\Delta R_{f_{TT}} - \Delta R_{f_{control}}$	$\Delta f_{TT} - \Delta f_{control}$	Espesor	Materia Inorgánica (%)	Referencia
CEMs eliminación	316L	1	-0,04	-0,013	258,1	7,40	Experimentación CEMs
CEMs eliminación	316Ti	1	-0,18	-0,016	240,02	8,01	Experimentación CEMs
CEMs tubo limpio	316L	1	-0,06	-0,008	224,50	3,80	Experimentación CEMs
CEMs tubo limpio	316Ti	1	-0,05	-0,009	133,35	5,14	Experimentación CEMs
CEMs tubo limpio	316L	1,6	-0,08	-0,002	206,92	0,50	Experimentación CEMs
CEMs tubo limpio	316Ti	1,6	-0,09	-0,002	226,71	0,50	Experimentación CEMs
1 ppm NaOCl 12h/día	316L	2	-0,38	-0,007	33,54	6,19	Rio-Calonge (1999)
1 ppm NaOCl 12h/día	316Ti	2	-0,67	-0,023	35,30	8,61	Rio-Calonge (1999)
IF 12h/día	316L	2	-0,23	0,010	97,84	8,00	Rio-Calonge (1999)
IF 12h/día	316Ti	2	-0,3	-0,003	110,10	9,25	Rio-Calonge (1999)
0,2 ppm APA	316L	2	-0,155	-0,014	68,28	13,70	Ruiz-García (2003)
4 ppm APA	316Ti	2	-0,171	-0,013	69,75	15,00	Ruiz-García (2003)
1,5 ppm QAC-1 12h/día	316L	3	-0,454	-0,019	55,00	4,80	Trueba et al. (2013)
1,5 ppm QAC-2 12h/día	316L	3	-0,246	-0,004	261,00	6,50	Trueba et al. (2013)

Tabla VI.1. Comparación de resultados de los tratamientos AF ensayados en la planta piloto del laboratorio Biofouling- Emilio Eguía ($\Delta R_{f_{TT}} - \Delta R_{f_{control}}$: diferencia entre el valor final del ΔR_f del tubo tratado y sin tratar, $\Delta f_{TT} - \Delta f_{control}$: diferencia entre el valor final del Δf del tubo tratado y sin tratar).

Según Eguía et al. (2008b), el tratamiento físico AF de inversión de flujo (IF) sobre los tubos de un intercambiador de calor-condensador consiste en crear una tensión cortante de reflujo que elimina y desprende la biopelícula adherida. Según la Tabla VI.1, la acción AF del tratamiento de IF es menor que el mostrado por los CEMs y el resto de tratamientos. Los mecanismos de actuación del método de IF sugiere la combinación con el tratamiento con CEMs, debido a que la acción AF del efecto de crear una tensión cortante podría sumarse al efecto de erosión y debilitamiento de la biopelícula.

Según Eguía et al. (2007), el tratamiento químico AF con ácido peracético (APA) actúa oxidando proteínas, enzimas y otros metabolitos, provocando la ruptura de la pared celular de los microorganismos que componen la biopelícula. Concretamente, el biocida APA libera oxígeno atómico sobre los bordes enzimáticos provocando disfuncionalidades en las membranas celulares que obstaculizan su normal actividad celular. El tratamiento con APA produce importantes reducciones en el espesor de la biopelícula pero no tanto en los valores R_f , f y la materia inorgánica (Tabla VI.1). La acción AF del tratamiento sobre los valores de R_f y f es comparable al tratamiento con CEMs. Al igual que el otro tratamiento químico, la biopelícula presenta una mayor cantidad de materia inorgánica que el tratamiento con CEMs, lo cual también nos sugiere una posible combinación de estos tratamientos para mejorar la acción AF.

Los tratamientos químicos con compuestos de amonio cuaternario (QACs) presentan diferente acción AF según el tipo de compuesto y su concentración. Según Trueba et al. (2013), los QACs interfieren en el metabolismo de las células, adhiriéndose a sus paredes y membranas hasta causar su muerte. Concretamente, los QACs utilizan su carga positiva para formar enlaces electrostáticos con la membrana celular del microorganismo que distorsionan su permeabilidad, desnaturalizando sus proteínas e inactivando sus enzimas para causar su muerte celular, y como consecuencia el desprendimiento de la biopelícula. La actividad antibacteriana de los diferentes QACs depende de su reactividad química con los microorganismos, de sus componentes químicos y de su concentración. De esta manera y según la Tabla VI.1, el QAC-1(Cloruro

de dimetil amonio N-dodecil (15%), cloruro de alquil dimetil bencil amonio (9.6%) y excipientes) tiene una buena acción AF contra un mayor espectro bacteriano pero tiene peor respuesta AF que el tratamiento con NaOCl, y por supuesto, mejor respuesta que cualquier tratamiento AF con CEMs ensayado. En cambio, el QAC-2 (Cloruro de coco alquil dimetil bencil amonio al 25,3%) no tiene suficiente reactividad química antibacteriana pero presenta una ligera acción AF que es comparable con el tratamiento con CEM. También, cabe señalar, que el contenido de materia inorgánica es comparable con el tratamiento AF con CEMs, y por lo tanto no se sugiere una combinación de ambos tratamientos (Tabla VI.1).

El análisis comparativo muestra diferencias considerables en la acción AF de los diferentes tratamientos analizados. La acción AF de los CEMs mejora respecto al tratamiento físico IF y es comparable a la de los tratamientos químicos con APA y QAC-2, pero no alcanza los resultados del tradicional tratamiento químico con NaOCl o el de otro más reciente como es el QAC-1. El principio de actuación de los tratamientos químicos afecta principalmente a la materia orgánica presente en la composición de la biopelícula, lo que unido a que el principio de actuación de los CEMs permite eliminar la materia inorgánica, parece una buena solución para mantener la eficiencia del proceso de transferencia de calor en un intercambiador de calor-condensador, combinar el tratamiento físico con CEMs con un tratamiento químico.

VI.2. DISCUSIÓN EXTERNA

Aunque es bien conocido el largo historial de controversias acerca de la eficacia AF derivada de la aplicación de CEMs (Baker & Judd 1996), frente a la más que probada eficacia de distintos tratamientos químicos (Trueba et al. 2013), hoy puede afirmarse que muchas de estas controversias tienen orígenes identificados. Entre ellos, cabe destacar las marcadas diferencias en las

características de los tratamientos con CEMs aplicados (tipo de onda, frecuencia, amplitud, modulación, tiempo de aplicación, etc) (Xiaokai 2008; Xuefei 2013; Chow 1987; Tijing et al. 2009), en la propia complejidad de sus efectos AF (Coey & Cass 2001) y en la incidencia de una serie de variables asociadas a las propiedades del agua utilizada: como temperatura (Xiaokai 2008), composición química (Xiaokai 2008; Cho et al. 2003) y velocidad de flujo (Lipus et al. 2011; Shahryari 2008). De hecho, en la actualidad, los siguientes aspectos son de aceptación generalizada:

- Los tratamientos con CEMs resultan efectivos tanto en la eliminación como en la prevención del fenómeno de biofouling, siempre que se apliquen en condiciones apropiadas o, mejor aún, en condiciones óptimas (Donaldson 1988; Trueba et al. 2014; Trueba et al. 2015a).
- El principal mecanismo AF de los CEMs está relacionado con el aumento de movilidad de los iones disueltos en el agua que supone un incremento en el número de colisiones entre éstos y favorece la formación de precipitados con poca tendencia a la adhesión a las superficies, no contribuyendo a la formación de la biopelícula (Shahryari 2008; Xiaokai 2008). En menor medida, promueve la remoción de las partículas de precipitados, previamente depositados en las superficies, especialmente si se trata de precipitados sueltos y poco compactos (Gabrielli et al. 2001; Szkatula et al. 2002; Xuefei et al. 2013).
- La naturaleza del mecanismo AF descrito en el punto anterior, justifica sobradamente la marcada incidencia de la velocidad del flujo de agua sobre la eficacia de estos tratamientos. Aunque en la bibliografía se han recogido numerosos datos, en principio, contradictorios (Baker 1996; Baker et al. 1997; Tijing et al. 2009; Shahryari 2008), parece clara la existencia, en cada caso, de una velocidad de flujo óptima que será aquélla suficientemente lenta para permitir que tengan lugar los efectos del aumento en el número de colisiones entre los iones implicados en la formación de los precipitados y suficientemente rápida para producir un

adecuado efecto de “arrastre” sobre las partículas suspendidas en el agua y en las superficies de intercambio de calor (Cho et al. 2003).

- La temperatura del agua afecta a la eficacia AF de los tratamientos con CEMs, no sólo por su relación directa con la movilidad de los iones en disolución y su solubilidad, sino también por su clara incidencia sobre la forma cristalina en la que precipita el carbonato calcio, principal responsable de los depósitos (Xiaokai 2008).
- El mecanismo de acción AF de los tratamientos con CEMs permite relacionar su eficacia con las concentraciones de los iones implicados en la formación de los precipitados; es decir, de la conductividad del agua. Un aumento en la concentración de estos iones conduce a una mayor eficacia AF de los CEMs (Xuefei et al. 2013; Trueba et al. 2015a).

El tratamiento con CEMs es eficaz, en mayor o menor grado, como tratamiento AF en todas las condiciones mostradas; es decir, tanto para la eliminación de biopelículas maduras como cuando se aplica desde la condición de “tubo limpio”. A continuación, discutiremos sobre algunos de los aspectos de aceptación generalizada.

Las medidas indirectas permiten definir el crecimiento de la biopelícula en base a las propiedades de transporte del fluido en intercambiadores de calor-condensadores tubulares (Characklis et al. 1990). Los valores de R_f representan la suma de la resistencia a la transferencia de calor por convección y por conducción (Schultz & Swain 1999). La resistencia a la transferencia de calor por convección depende de las propiedades del fluido, de las propiedades de la superficie y del tipo de flujo (Eguía et al. 2007). A mayor velocidad de flujo mayor régimen turbulento en el tubo, aunque la rugosidad de la biopelícula y por lo tanto la creación de turbulentos remolinos en la capa límite sean menores. Según Characklis et al. (1990), mientras que el espesor de la biopelícula es menor que el de la subcapa viscosa, el valor de la transferencia de calor por convección es menor que cuando los elementos rugosos se proyectan fuera de la subcapa viscosa pero dentro de la zona de turbulencia

formando remolinos turbulentos. La transferencia de calor por conducción está en función de la conductividad térmica de los diferentes depósitos que forman la biopelícula y de su espesor. Coincidiendo con Risse-Buhl & Küsel (2009), la velocidad de flujo determina la naturaleza de la biopelícula, la concentración de sólidos disueltos en su estructura y su compactación. Por lo tanto, velocidades de flujo más bajas dan como resultado una biopelícula con un mayor coeficiente de conductividad térmica, pero de mayor espesor. El resultado es que a mayor velocidad de flujo los incrementos de R_f son menores y la eficiencia del proceso de transferencia de calor es mayor. Los incrementos de R_f negativos registrados durante la fase de colonización inicial de la superficie se deben a un fenómeno también observado por Cho & Choi (1999) y Eguía et al. (2007). Este fenómeno se debe a que la rugosidad inherente al tubo depende de su grado de acabado superficial, desapareciendo a medida que los depósitos de biopelícula ocupan las cavidades rugosas del soporte disminuyendo las turbulencias en la capa límite y aumentando el efecto aislante de la biopelícula. Por lo tanto, este fenómeno es más evidente a bajas velocidades de flujo porque el aporte de sedimentos es menor aunque su concentración sobre la superficie sea mayor en el tiempo. Es importante resaltar que los inferiores valores de ΔR_f , como se ha indicado previamente, se debe fundamentalmente a la eliminación o a la no deposición de materia inorgánica en la biopelícula, aspecto sobre el que inciden los estudios de tratamiento con CEMs publicados previamente. Aunque en estos estudios se han aplicado tratamientos con CEMs muy heterogéneos sobre ciclos experimentales de duración menor que la de este estudio, cabe destacar los resultados obtenidos por Cho et al. (2003), Xiaokai (2008), Tijing et al. (2009) y Shahryari (2008) que sitúan las reducciones en ΔR_f entre 40 y 84%, 72 y 50%, 16 y 60% y 58 y 76%, respectivamente.

Independientemente de la velocidad de flujo, la evolución de f sigue una curva sigmoideal característica definida en experimentaciones previas (López-Galindo et al. 2010), poniéndose de manifiesto que f aumenta a medida que lo hacen las propiedades viscosas de la biopelícula adherida sobre la superficie del tubo (Percival et al. 1999). Para una determinada velocidad de flujo, f depende de la

caída de presión en el tubo y de la reducción del diámetro interior del tubo como consecuencia de la adhesión de depósitos sobre su superficie. Ahora bien, la caída de presión inicial en el tubo es proporcional al cuadrado de la velocidad de flujo (Vrouwenvelder et al. 2009), por lo que mayores velocidades de flujo obligan a disponer de equipos de bombeo de mayor potencia para vencer las pérdidas de carga. Con la puesta en servicio del equipo, a medida que aumenta el factor de ensuciamiento en el tubo, la caída de presión se incrementa sea cual sea la velocidad de flujo. Ahora bien, en los tubos con menor velocidad de flujo el incremento de la caída de presión es mayor. Coincidiendo con Vrouwenvelder et al. (2009), esto se debe a que a mayor velocidad de flujo la biopelícula resultante es más delgada, menos rugosa y con menos concentración de sólidos disueltos. Extrapolando el aumento de la pérdida de carga debido a la acumulación de depósitos sobre la superficie de un tubo a todos los tubos de los que se compone un intercambiador de calor-condensador real, el aumento del consumo energético del equipo de bombeo para poder mantener las condiciones hidráulicas es muy significativo. Por otra parte, la aplicación del tratamiento con CEMs con carácter de eliminación y control de la formación de la biopelícula, pone claramente de manifiesto la notable mejora en la disminución de los valores de f en el tratamiento sobre una biopelícula madura y sobre el tratamiento sobre la condición de “tubo limpio” y con el aumento de la velocidad de flujo. Coincidiendo con Gabrielli et al. (2001), esta interpretación parece correcta en la medida que se toma en consideración que el efecto de arrastre del CaCO_3 en flujo turbulento por el interior de los tubos produce un efecto erosivo sobre la biopelícula debilitada que reduce el diámetro efectivo del tubo causando una reducción de la caída de presión y de los valores de f en los tubos del intercambiador de calor-condensador.

En lo que se refiere a la incidencia de los efectos de la rugosidad superficial del material de construcción de los tubos del intercambiador-condensador, no se han encontrado en la bibliografía datos relativos a otros tratamientos con CEMs. Si cabe destacar, sin embargo, que sus efectos resultan más patentes a medida que se incrementa la eficacia de los tratamientos.

El espesor de la biopelícula depende directamente de la velocidad de flujo. De acuerdo con Cloete et al. (2003), aumentar la velocidad de flujo en el tubo limita su proceso de crecimiento. Esto se debe a que la tensión cortante que ejerce el flujo de agua sobre la pared aumenta en relación al cuadrado de la velocidad. Coincidiendo con Wills et al. (2000), Battin et al. (2003) y Risse-Buhl & Küsel (2009), mayores tensiones cortantes reducen la acumulación de microorganismos sobre la superficie, erosionando la biopelícula, reduciendo su espesor, alisándola y afectando a su estructura favoreciendo el desprendimiento de células y fragmentos de biopelícula. Ahora bien, los depósitos que resisten a tales tensiones cortantes dan origen a una biopelícula más compacta y consistente. En cuanto a su composición, la velocidad de flujo reduce sustancialmente la concentración de sólidos disueltos en la biopelícula y determina la naturaleza orgánica o inorgánica de los sedimentos. Coincidiendo con Tsai (2005), aunque la velocidad de flujo aumenta el aporte de nutrientes contribuyendo a una rápida multiplicación de los microorganismos presentes en la biopelícula, dificulta la adhesión de las bacterias y reduce la cantidad de biopelícula. En cuanto al origen de la materia inorgánica presente en la biopelícula, Trueba et al. (2015a) indica que el propio proceso de transferencia de calor precipita de modo natural el Ca^{2+} y los CO_3^- presentes en el agua de mar en forma de CaCO_3 , el cual, pasa a formar parte de la composición de la biopelícula en forma de materia inorgánica. Pues bien, a mayor velocidad de flujo el tiempo de residencia de los iones minerales en el tubo es menor, disminuyendo la cantidad de precipitados y la posibilidad de que se adhieran a la superficie, por lo que la velocidad de flujo incide directamente sobre la concentración de materia inorgánica presente en la biopelícula. Por lo tanto, el espesor y la distinta concentración y naturaleza de los sólidos disueltos en la biopelícula resultante dependen de la velocidad de flujo y determinan su conductividad térmica. En ausencia de sólidos disueltos, el efecto térmico de la biopelícula es igual al de una película de agua inmóvil del mismo espesor. Por otra parte, la aplicación del tratamiento con CEMs con carácter de eliminación y mantenimiento de la condición de “tubo limpio” produce una reducción del contenido en materia inorgánica en la biopelícula. Estos resultados contrastan

fuertemente con los publicados por Shahryari (2008) y por Tijing et al. (2009) en los que dan cuenta de importantes reducciones en la eficacia AF de sus tratamientos al aumentar la velocidad de flujo. Estos resultados no resultan fáciles de justificar adecuadamente sin ampliar el intervalo de velocidades de flujo evaluado (0,3 – 1,3 m/s), sin disponer de un estudio en profundidad de las geometrías de las superficies de intercambio y de la relación entre la superficie de intercambio y de los volúmenes de agua circulante, de la concentración de iones presentes en el agua, etc... Más concluyentes parecen los datos extraídos del estudio de Cho et al. (2003), en el que se evalúa un amplio abanico de velocidades de flujo (1,1 a 3,0 m/s) y se identifica la velocidad de flujo de 2,3 m/s como la de mayor eficiencia AF. Aunque los experimentos realizados no permiten evaluar la incidencia de las concentraciones de iones disueltos sobre la efectividad de los CEMs (Xiaokai 2008; AbdelTawab et al. 2009; Banejad & Abdosalehi 2009), no puede dejar de destacarse el hecho de la elevada conductividad del agua de mar frente a la del agua dulce utilizada en todos los estudios consultados (Xuefei et al. 2013). Según Fathi et al. (2006), cuando el agua tiene más conductividad es porque está más saturada de carbonatos y existe una mayor probabilidad de nucleación, lo cual demuestra que el tratamiento con CEMs es especialmente eficaz en el medio marino. Coincidiendo con los resultados de Shahryari (2008) y Tijing et al. (2009), los CEMs aceleran el proceso de precipitación del CaCO_3 y, como consecuencia, muestran variaciones en los contenidos de calcio iónico y dureza total de los efluentes tratados.

VII. CONCLUSIONES

VII. CONCLUSIONES

Los ensayos realizados en los intercambiadores de calor-condensadores tubulares dispuestos en el Laboratorio “Biofouling-Emilio Eguía” de la Universidad de Cantabria permitieron evaluar la acción antifouling de CEMs de baja intensidad y frecuencia aplicados al agua de mar de refrigeración. El tratamiento de los resultados permite concluir del siguiente modo:

1. El crecimiento de la biopelícula sigue una curva sigmoideal característica en la que se diferencian tres fases: inducción, crecimiento exponencial y aplanamiento.
2. El área bajo la curva de las variables indirectas refleja los cambios producidos a lo largo de las diferentes fases experimentales de una manera más precisa que la comparación de sus valores iniciales y finales.
3. Los valores de la resistencia friccional al fluido en régimen turbulento durante la fase de inducción en el crecimiento de la biopelícula son poco fiables hasta que el espesor de la biopelícula sobrepasa al de la capa límite.
4. La rugosidad superficial de los tubos es un factor determinante en el valor de las variables indirectas durante la fase de crecimiento, siendo menores en los tubos con mejor acabado superficial.
5. El momento más adecuado para aplicar un tratamiento antifouling a una biopelícula madura adherida sobre la superficie interna de los tubos del intercambiador de calor-condensador es cuando su fase de crecimiento se estabiliza transcurridos cuarenta días desde su puesta en marcha.
6. El tiempo de reacción de las variables indirectas al tratamiento con CEMs es inmediato.

7. La precipitación del carbonato cálcico provocada por los CEMs debilita las uniones intermoleculares de los polímeros extracelulares presentes en la biopelícula, lo cual debilita su estructura y provoca su desprendimiento de la superficie.
8. El tratamiento con CEMs en la fase de inducción dificulta los procesos de adhesión bacteriana primaria de carácter reversible y el desarrollo inicial de la biopelícula.
9. Los cristales de carbonato cálcico precipitados como consecuencia del tratamiento con CEMs y arrastrados por la corriente del fluido producen un efecto erosivo que causa el alisamiento de la biopelícula.
10. El tratamiento con CEMs disminuye el espesor de la biopelícula.
11. Los CEMs reducen el contenido de materia inorgánica en la composición de la biopelícula, actuando en menor medida sobre su materia orgánica.
12. El tratamiento antifouling con CEMs da lugar a la formación de una biopelícula menos compacta y cohesionada, y por lo tanto, más fácil de eliminar que la que se produciría en ausencia de tratamiento.
13. Los CEMs modifican las características físico-químicas del agua de mar en el efluente, disminuyendo su pH, conductividad, contenido de calcio iónico y dureza.
14. La aplicación del tratamiento antifouling con CEMs con el fin de eliminar una biopelícula madura permite recuperar parcialmente la efectividad térmica perdida en los tubos del intercambiador de calor-condensador.
15. La aplicación de tratamiento antifouling con CEMs sobre la condición de “tubo limpio” permite minimizar la pérdida de efectividad térmica de los tubos en un intercambiador de calor-condensador.

- 16.El aumento de la velocidad de flujo del agua tratada con CEMs sobre la condición de “tubo limpio” permite un mejor control de la pérdida de efectividad térmica que a una velocidad de flujo inferior.
- 17.El aumento de la velocidad del flujo del agua de refrigeración tratada con CEMs produce una eliminación muy completa de los precipitados inorgánicos que forman parte de la biopelícula sin afectar del mismo modo a su espesor.
- 18.La conductividad térmica aparente de la biopelícula se incrementa al elevarse la velocidad del flujo del agua de refrigeración tratado debido a las fuertes reducciones en los valores de resistencia a la transferencia de calor.
- 19.La mayor presencia de materia inorgánica en los tratamientos químicos aplicados previamente, sugiere una posible combinación con el tratamiento físico de CEMs para mejorar su acción antifouling.

VIII. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

VIII.1. TRATAMIENTOS CON CEMs DE ALTA FRECUENCIA

Ensayado la acción antifouling de CEMs a baja frecuencia y siguiendo la línea de investigación de tratamientos físicos antifouling, cabe la posibilidad de modificar los parámetros que definen los CEMs en el siguiente sentido:

- Incrementar la frecuencia y/o la intensidad de los CEMs para estudiar su efecto antifouling y su influencia sobre las características físico-químicas del agua de mar.
- Incrementar el régimen turbulento del flujo de agua de mar a su paso por el equipo generador de CEMs, con el fin de evaluar su influencia sobre el proceso de precipitación de los iones disueltos.
- Instalar filtros de captación de carbonatos precipitados de modo natural antes del equipo de generación de CEMs.

VIII.2. COMBINACIÓN DEL TRATAMIENTO CON CEMs CON OTROS MÉTODOS ANTIFOULING

VIII.2.1. TRATAMIENTOS FÍSICOS

Evaluados los CEMs como tratamiento físico antifouling, cabe la posibilidad de combinar su método de actuación con el de los siguientes tratamientos físicos:

- Ultrasonidos. Las vibraciones moleculares de origen ultrasónico podrían potenciar los mecanismos de precipitación de carbonatos de los tratamientos con CEMs.
- Radiación ultravioleta. La radiación UV actúa sobre las bacterias reduciendo el contenido de materia orgánica en la biopelícula, lo que sumado a la precipitación de los iones disueltos provocada por los CEMs, podría reducir la biopelícula adherida y modificar su composición.
- Inversión del flujo y/o variación de su velocidad de flujo.

VIII.2.2. TRATAMIENTOS QUÍMICOS

Combinación del tratamiento físico con CEMs con tratamientos químicos de diferente naturaleza con el fin de optimizar su dosificación y su impacto medioambiental.

IX. BIBLIOGRAFÍA

IX.1. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- A-Barrett, R.; Parsons, S.A. 1998. The influence of magnetic fields on calcium carbonate precipitation, *Water Research*. 32 (3): 609-612.
- AbdelTawab, R.S.; Younes, M. A.; Ibrahim, A.M.; AbdleAziz, M.M. 2009. Testing commercial water magnetizers: a study of TDS and pH. Fifteenth International Water Technology Conference, IWTC -15 2011, Alexandria, Egypt.
- Ainslie, E.; Quarini, M.; Herbert, T.; Deans, D.; Ash, D.; Rhys, D. 2009. Heat exchanger cleaning using ice pigging. Heat Exchanger fouling and cleaning. Austria: Eurotherm Conf. Pichl/Schladming.
- Andritsos, N.; Karabelas, A.J. 2003. Calcium carbonate scaling in a plate heat exchanger in the presence of particles. *International Journal of Heat and Mass Transfer*. 46: 4613-4627.
- Adroer, N.; Ignacio, J. 2000. Tratamiento de aguas de refrigeración con control de la Legionella. Casos prácticos de aplicación. *Ingeniería química*. 1: 189-193.
- Alimi, F.; Tlili, M.; Ben Amor, M.; Gabriellib, C.; Maurin, G. 2007. Influence of magnetic field on calcium carbonate precipitation. *Desalination*. 206 (1-3): 163-168.
- Amiri, M.C.; Dadkhah, A.A. 2005. On reduction in the surface tension of water due to magnetic treatment. Chemical Engineering Department, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran. 278 (1): 252-255.
- Ascenzi, J. M.; Chen-Myers, H.; Gordon, M. D. 2007. Microbiology and chemistry of ortho-phthalaldehyde. New biocides development. Washington: American Chemical Society. USA.
- Baker, J.S.; Judd, S.J. 1996. Magnetic amelioration of scale formation. *Water Research*. 30 (2): 247-260.
- Banejad, H.; Abdosalehi, E. 2009. The effect of magnetic field on water hardness reducing. Thirteenth International Water Technology Conference, IWTC 13 2009, Hurgada. Egypt.
- Battin, T.J.; Kaplan, L.A.; Newbold, J.D.; Cheng, X.; Hansen, C. 2003. Effects of current velocity on the nascent architecture of stream microbial biofilms. *Appl Environ Microbiol*. 69: 5443-5452.
- Baudelet, C.A.; Krueger, A.W. 2000. The spirelf system fouling mitigation in refinery units. 2nd, international conference petroleum phase behaviour and fouling, Copenhagen. IVC-SEP Technical University of Denmark.

- Beech, I.B.; Gubner R.; Zinkevich, V.; Hanjansit, L.; Avci, R. 2000. Characterisation of conditioning layers formed by exopolymeric substances of *Pseudomonas NCIMB 2021* on surfaces of AISI 316 stainless steel . *Biofouling*. 16 (2-4): 93-104.
- Beech, I.B.; Sunner, J.A.; Hiraoka, K. 2005. Microbe–surface interactions in biofouling and biocorrosion processes. *Int Microbiol*. 8 (3): 157-168.
- Beer, D.D.; Srinivasan, R.; Stewart, P.S. 1994. Direct measurement of chlorine penetration into biofilms during disinfection. *Appl. Environ. Microbiol*. 60 (12): 4339-4344.
- Beneitez-Palomeque E. 1995. Good manufacturing practices. Centro de Estudios Superiores de la Industria Farmaceutica, Madrid. España.
- Bermejo Martinez, F. 1963. Tratado de Química Analítica Cuantitativa. Universidad de Santiago de Compostela. España.
- Bogatin, J.; Bondarenko, N.PH.; Gake, Z.; Rokhinson, E.E.; Ananyev, I.P. 1999. Magnetic treatment of irrigation water: experimental results and application conditions. *Environmental Science & Technology*. 33: 1280-1285.
- Bottello-Zubiate, M.E.; Avarez, A.; Martinez-Villafane, A.; Almeraya-Calderon, F.; Matutes-Aquino, J.A. 2004. Influence of magnetic water treatment on the calcium carbonate phase formation and the electrochemical corrosion behavior of carbon steel. *Journal of Alloys and Compounds*. 369 (1-2): 256-259.
- Bott, T.R.; Gunatillaka, M. 1983. Nutrient composition and biofilm thickness In: Bryers RW , Cole SS (eds.) *Fouling of heat exchanger surfaces* . United Engineering Trustees New York. 727-734.
- Bott T.R. 1995. *Fouling of Heat Exchangers*. Elsevier. UK.
- Bott, T.R. 1998. Techniques for reducing the amount of biocide necessary to counteract the effects of biofilm growth in cooling water systems. *Applied Thermal Engineering*. 18 (11): 1059-1066 .
- Bott, T. R. 2001. Potential physical methods for the control of biofouling in water systems, *Trans. I. Chemical Engineering Research and Design*. 79: 484.
- Bott, T. R.; Tianqing, L. 2004. Ultrasound enhancement of biocide efficiency. *Ultrasonics Sonochemistry*. 11 (5): 323-326.
- Bott T.R. 2011. *Industrial Biofouling*. Elsevier. UK.
- Boonaert, C.J.; Dufrêne, Y.F.; Rouxhet, P.G. 2002. Adhesion (primary) of microorganisms onto surfaces. *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. Flemming HC, ed., Biofilms, Wiley. New York. 1: 113-132.

- Bradbury, S. 2008. Reregistration eligibility decision acrolein. Environmental protection and toxic substances. EPA. USA.
- Brizzolara, R.A.; Nordham, D.J.; Walch, M; Lennen, R.M.; Simmons, R.; Burnett, E.; Mazzola, M.S. 2003. Non-Chemical biofouling control in heat exchangers and seawater piping systems using acoustic pulses generated by an electrical discharge. *Biofouling*. 19 (1): 19-35.
- Callow, J.A. 2010. Advanced nanostructured surfaces for the control of biofouling. University of Birmingham. Elsevier. UK.
- Chandy, J.P.; Angles, M.L. 2001. Determination of nutrients limiting biofilm formation and the subsequent impact of disinfectant decay. *Water Res.* 35 (11): 2677-2682.
- Chapman A.J.. 1984. Heat transfer. 4th ed. New York (NY): MC Millan Publishing Company. Italy.
- Characklis, W.G.; Dydek, ST. 1976. Influence of carbon-nitrogen ratio on chlorination of microbial aggregates. *Water Research*. 10 (6): 515-522.
- Characklis, W. G.; Nimmons, M. J.; Picologlou, B.F. 1981. Influence of Fouling Biofilms on Heat Transfer. *Heat Transfer Eng.* 3: 23-37.
- Characklis, W.G. 1984. Biofilm development: a process analysis, in *Microbial Adhesion and Aggregation*. Ed., Springer-Verlag, Berlin. Germany.
- Characklis, W.G.; Marshall, K.C. 1990. *Biofilms*. University of California. USA.
- Characklis, W.G. 1990. *Biofilm Processes*. *Biofilms, Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology*. 195-231.
- Characklis, W. G.; Turakhia, M. H. & Zelter, N. 1990. *Transport and Interfacial Transfer Phenomena*. *Biofilms, Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology*. 265-340.
- Characklis, W. G. 1991. *Biofouling - Effects and Control*. Conference: International workshop on industrial biofouling and biocorrosion. *Biofouling and biocorrosion in industrial water systems*. 7-27.
- Claudi, R., Mackie, G.L. 1994. *Practical manual for Zebra Mussel monitoring and control*. Lewis, Boca Raton. USA.
- Chmielewski, R.A.N.; Frank, J.F. 2004. A predictive model for heat inactivation of *Listeria monocytogenes* biofilm on stainless steel. *Journal of Food Protection*. 67: 2712-2718.
- Cho, Y.I.; Choi, B.G. 1999. Validation of an electronic antifouling technology in a single-tube heat exchanger. *Int J Heat Mass Transf.* 42: 1491–1499.

- Cho, Y.I. 2002. Efficiency of physical water treatments in controlling calcium scale accumulation in recirculating open cooling water system. ASHRAE Research Project 1155-TRP.
- Cho, Y.I.; Lee, S.H.; Kim, W. 2003. Physical water treatment for the mitigation of mineral fouling in cooling water application. 1: 346-357.
- Chou, C.L.; Zwicker, B.; Porter, J.F.; Pelletier, G.R. 1999. Potential biofouling strategies against blue mussel (*Mytilus edulis*) infestation in a cooling water system. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 2283- 2289.
- Chow, W.; Sengupta, S.; Lira, R.; Poteat, L. & Mussaili, Y. 1987. Experimental Test Facility for Evaluating Marine Biofouling in Condensers: Test with Targeted Chlorination American Society of Mechanical Engineers Heat Transfer Division, ASME. 86: 15-22.
- Coetser, S.E.; Cloete, T.E. 2005. Biofouling and biocorrosion in industrial water systems. Critical reviews in microbiology. 31 (4): 213-232.
- Clare, A.S.; Rittschof, D.; Gerhart, D.J.; Maki, J.S. 1992. Molecular approaches to nontoxic antifouling. Invertebrate Reproduction & Development. 22 (1-3): 67-76.
- Cloete, T.E.; Brozels, V.S.; Von Holy, 1992. A. Practical aspects of biofouling control in industrial water systems. International Biodeterioration and Biodegradation. 29: 299-341.
- Cloete, T.E. 2003. Biofouling control in industrial water systems: what we know and what we need to know. Mater Corros. 54: 520-526.
- Coey, J.M.D.; Cass, S. 2001. Magnetic water treatment. Journal of Magnetism and Magnetic Materials. 209: 71-74.
- Corfield, J.; Spooner, D.; Ray, D.; Clearwater, S.; Macaskill, B.; Roper, D. 2004. Biofouling issues for the Marsden B power station cooling water system. NIWA Project MRP05251. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington, NZ.
- Costerton, J.W.; Geesey, G.G.; Cheng, K.J. 1978. How bacteria stick. Scientific American. 238: 86-95.
- Costerton, J.W. 1994. Structure of biofilms. Biobiofouling and biocorrosion in industrial water systems. Lewis Publishers.1: 1-14.
- Creus Solé, A. 2012. Instrumentación Industrial. Marcombo. España.
- Dahms, H.U.; Qian, P.Y. 2005. Exposure of biofilms to meiofaunal copepods affects the larval settlement of *Hydroides elegans* (Polychaeta). Mar Ecol Prog Ser. 297: 203-214.

- Danese, P.N.; Pratt, LA; Kolter, R 2001. Biofilm formation as a developmental process. *Microbial Growth in Biofilms, PT A R Biological Aspects*. 336: 19-26.
- Diamond, G.L.; Doherty, F.G.; Michalenko, E.M.; Odin, M. 1993. Hazard Identification of Commercially Available Biocides to Control Zebra Mussels and Asiatic Clams. EPRI TR-103175.
- Dixon, D.; John A. Veil, J.A.; Joe Wisniewski, J. 2005. Defining and assessing adverse environmental impact from power plant impingement and entrainment of aquatic organisms. Science. USA.
- Donaldson, J.D. and Grimes, S.M. 1987. Scale prevention in steel pretreatment by magnetic treatment. *Steel Times Int*. 1: 44-45.
- Donaldson, J.D. 1988. Scale prevention and descaling. *Tube International*. 1: 39-42.
- Donaldson, J.D.; Grimes, S.M. 1988. Lifting the scales from our pipes. *New Scientist*. 117: 43-46.
- Dobretsov, S.; Teplitski, M.; Paul, V. 2009. Mini-review: quorum sensing in the marine environment and its relationship to biofouling. *Biofouling*. 25 (5): 413-427.
- Dobretsov, S.; Abed, R.M.M.; Teplitski, M. 2013. Mini-review: Inhibition of biofouling by marine microorganisms. *Biofouling*. 29 (4): 423-441.
- Duffy E. A. 1977. Investigations of water treatment devices. Ph.D. thesis at Clemson University, Clemson, S.C. USA.
- Dürr, S.; Thomason, J.C. 2010. *Biofouling*. A John Wiley & Sons. UK.
- Edminister J.A. 1995. *Electromagnetics*. McGraw-Hill.
- Egan, S.; Thomas, T.; Kjelleberg, S. 2008. Unlocking the diversity and biotechnological potential of marine surface associated microbial communities. *Curr Opin Microbiol*. 11 (3): 219–225.
- Egan, S.; Hader, T.; Burke, C.; Steinberg, P.; Kjelleberg, S.; Thomas, T. 2012. The seaweed holobiont: understanding seaweed bacteria interactions. *FEMS Microb Rev*. 37 (3): 462-76.
- Eguía, E.; Vidart, T.F.; Bezanilla, J.A.; Amieva, J.J.; Otero, F.M.; Río-Calonge B.; Girón, M.A. 1996. Crecimiento del Biobiofouling en Intercambiadores de calor-condensadores refrigerados con agua de mar. *Ingeniería del agua*. 3(4): 45-46.
- Eguía López, E. 1998. El problema del Biofouling en intercambiadores de calor-condensadores refrigerados por agua de mar. Universidad de Cantabria. España.

- Eguía E., Girón M.A., Amieva J.J., Río-Calonge B., Ruiz M. 2000. Minimization of the environmental impact produced by the biobiofouling treatment in tubular steel surfaces made of stainless steel AISI316L by means of different chlorine techniques. Computational Mechanics Publications. WIT Press. Maritime Engineering and Ports II. 9: 309- 318.
- Eguía, E.; Trueba , A. 2004. Production of environmentally Innocuous Coatings. Journal of Maritime Research. JMR. 1(3): 5-22.
- Eguía, E.; Girón M.A.; Amieva J.J.; Río-Calonge B.; Ruiz M. 2006. Minimization of the environmental impact produced by the biobiofouling treatment in tubular steel surfaces made of stainless steel AISI316L by means of different chlorine techniques. Computational Mechanics Publications. WIT Press. Maritime Engineering and Ports II: 51: 309-318.
- Eguía, E., Trueba, A.; Río-Calonge, B; Girón, A.; Otero, F.; Bielva, C. 2007. Optimisation of biocide dose as a funtion of residual biocide in a Heat Exchanger Pilot Plant Effluent. Biobiofouling. 23 (4): 231-247.
- Eguía, E.; Trueba, A.; Río-Calonge, B; Girón, A.; Amieva, J.J.; Bielva, C. 2008a. Combined Monitor for Direct and Indirect Measurement of Biobiofouling. Biobiofouling. 24 (2): 75-86.
- Eguía, E.; Trueba, A.; Río-Calonge, B; Girón, A.; Bielva, C. 2008b. Biobiofouling control in tubular heat exchangers refrigerated by seawater using flow inversion physical treatment. International Biodeterioration & Biodegradation. 62 (2): 79-87.
- Eliassen, R.; Skrinde, R.T.; Davis, W.B. 1958. Experimental Performance of "miracle" water conditioners. J. Am. Water Assn. 50 (10): 1371-1385.
- EPRI. Technical Report 1009734. 2004. Electric Power Research Institute. Modeling PWR Fuel Corrosion Product Deposition and Growth Processes (5)". Electric Power Research Institute, Palo Alto, California, USA.
- EPRI, Technical Report 1025318. 2012. Open Cooling Water Chemistry Guideline Project Manager J. McElrath. Electric Power Research Institute. USA.
- Fathi, A.; Mohamed, T.; Claude, G.; Maurin, G.; Mohamed, B.A. 2006. Effect of a magnetic water treatment on homogeneous and heterogeneous precipitation of calcium carbonate. Water Res. 40: 1941-1950.
- Faust, S.D.; Aly, O.M. 1998. Chemistry of Water Treatment. Lewis Publishers. USA.
- Fenchel, T. 1998. Formation of laminated cyanobacterial mats in the absence of benthic fauna. Aquat Microbiol Ecol. 14: 235-240.

- Flemming, H.C.; Sriyutha Murthy, P.; Venkatesan, R.; Cooksey, K. 2009. Marine and Industrial Biofouling. University of Duisburg-Essen. Germany.
- Fisher, D.J.; Burton, D.T.; Yonkos, L.T.; Turley, S.D.; Ziegler, G.P. 1999. The relative acute toxicity of continuous and intermittent exposures of chlorine and bromine to aquatic organisms in the presence and absence of ammonia. *Water Res.* 33 (3): 760-768.
- Fitzmaurice, G.M.; Laird, N.M.; Ware, J.H. 2004. *Applied Longitudinal Analysis*. John Wiley & Sons. USA.
- Flemming, H.C. 1991. Biofouling in water-treatment. Biofouling and biocorrosion in industrial water systems. Conference: International Workshop on Industrial Biofouling and Biocorrosion. 1: 47-80.
- Flemming, H-C.; Wingender, J. 2002. Extracellular polymeric substances: structure, ecological functions, technical relevance. Bitton G (ed.) *Encyclopedia of environmental microbiology*, Wiley, New York. 3: 1223-1231.
- Fusetani, N.; Clare, A.S. 2006. *Antifouling Compounds*. Springer. Germany.
- Fusetani N. 2011. Antifouling marine natural products. *Nat Prod Rep.* 28: 400-410.
- Gabrielli, C.; Jaouhari, R.; Maurin, G.; Keddam, M. 2001. Magnetic water treatment for scale prevention. *Water Research.* 35 (13): 3249-3259.
- Geesey, G.G.; Bremer, P.J.; Fischer, W.R; Wagner, D.; Keevil, C.W.; Walker, J.; Chamberlain, A.H.L.; Angell, P. 1994. Unusual types of pitting corrosion of copper tubes in portable water-systems. Conference Information: Symposium on Biobiofouling/Biocorrosion in Water Systems, at the Annual National Meeting of the American-Chemical-Society, Biobiofouling and Biocorrosion in Industrial Water Systems. 1: 243-263.
- Girón Portilla, M.A. 1997. Investigación experimental del crecimiento de la película biológica en intercambiadores de calor-condensadores y métodos alternativos para la eliminación de la bioincrustación desarrollada. Tesis Doctoral de la Universidad de Cantabria, España.
- Gopi, S.; Subramanian, V.K. 2013. Anomalous transformation of calcite to vaterite: Significance of HEDTA on crystallization behaviour and polymorphism at elevated temperatures. *Indian Journal of Chemistry.* 52: 342-349.
- Grandison, C.; Piola, R.; Fletcher, L. 2011. A Review of Marine Growth Protection System (MGPS) Options for the Royal Australian Navy. Maritime Platforms Division. Defence Science and Technology Organisation. DSTO-TR-2631

- Gaucher, T.A.; Menezes, J.K.; Tiller, G.W.; Dolat, S.W. 1992. Zebra mussel control using acoustic energy. Conference: 54th Annual Meeting of the American Power: Moving Ahead While Protecting the Environment. Proceedings of the American Power Conference. 54 (1): 71-77.
- Griebe, T.; Flemming, H.C. 1998. Biocide-free antifouling strategy to protect RO membranes from biofouling. Desalination. 118 (1-3): 153-156
- Hadfield, M. 2010. Biofilms and marine invertebrate larvae: what bacteria produce that larvae use to choose settlement sites. Ann Rev Mar Sci. 3: 453-470.
- Harder, T.; Campbell, A.H.; Egan, S.; Steinberg, P.D. 2012. Chemical mediation of ternary interactions between marine holobionts and their environment as exemplified by the red alga *Delisea pulchra*. J Chem Ecol. 38 (5): 442-450.
- Harris, D.M.; Cho, Y.I. 2009. Advanced RF Electrical Field Technology in Physical Cooling Water Treatment. Department of Mechanical Engineering and Mechanics, Drexel University, Philadelphia. USA.
- Hassan, R.S.; Oh, L.C.P. 1998. Effect of sodium hypochlorite (clorox) and its mode of application on biofilm development. Biofouling. Taylor & Francis. 1 (4): 353-361.
- Higashitani, K.; Kage, A.; Katamura, S. 1993. Effect of magnetic field on formation of CaCO_3 particles. Journal of Colloid and Interface Science. 156 (1): 90-95.
- Höfling, V.; Augustin, W.; Bohner, M. 2003. Crystallization Fouling Of The Aqueous Two-Component System $\text{CaSO}_4/\text{CaCO}_3$. Heat Exchanger Fouling and Cleaning: Fundamentals and Applications. 6 (2): 111-121.
- Holysz, L.; Chibowski, M.; Chibowski, E. 2002. Time-dependent changes of zeta potential and other parameters of in situ calcium carbonate due to magnetic field treatment. Colloids and Surfaces A. Physiochemical and Engineering Aspects 208 (1-3): 231-240.
- Holm, E.R. 2012. Barnacles and Biofouling. the symposium "Barnacle Biology: Essential Aspects and Contemporary Approaches" presented at the annual meeting of the Society for Integrative and Comparative Biology, January 3–7, 2012 at Charleston, South Carolina. Society for Integrative and Comparative Biology.
- Huang, Y.L.; Dobretsov, S.; Ki J.S.; Yang, L.H.; Qian, P.Y. 2007a. Presence of acyl-homoserine lactone in subtidal biofilm and the implication in larval behavioral response in the polychaete *Hydroides elegans*. Microbial Ecol. 54 (2): 384-392.

- Huang, Y.L.; Dobretsov, S.V.; Xiong, H.R.; Qian, P.Y. 2007b. Effect of biofilm formation by *Pseudoalteromonas spongiae* on induction of larval settlement of the polychaete *Hydroides elegans*. *Appl Environ Microbiol.* 73 (19): 6284-6288.
- Huang, J.-Y. ; Chew, Y.M.J.; Wilson, D.I. 2011. Freezing fouling caused by fat crystallisation on cooled surfaces. *Heat Exchanger Fouling and Cleaning IX. Proceedings of International Conference on Heat Exchanger Fouling and Cleaning* (www.heatexchanger-fouling.com).
- Iserles, A. 2009. *A First Course in the Numerical Analysis of Differential Equations*. Cambridge University Press. UK.
- Izadi, M.; Aidun, D.K.; Marzocca, P.; Lee, H. 2010. Effect of surface roughness on fouling of calcium carbonate: an experimental investigation. *ASME 2010 International Mechanical Engineering Congress and Exposition Volume 7: Fluid Flow, Heat Transfer and Thermal Systems, Parts A and B Vancouver, British Columbia, Canada, November 12-18*.
- Jones, H.C.; Roth, I.L.; Saunders, W.M. 1969. Electron microscopic study of a slime layer. *J Bacteriol.* 99 (1): 316-25.
- Jenner, H.A. 1980. The biology of the mussel *Mytilus edulis* in relation to fouling problems in industrial cooling water systems. *Le Tribune du Cebedeau* . 33: 13-19.
- Jin, T.; Qian, P.Y. 2004. Effect of mono-amino acids on larval metamorphosis of the polychaete *Hydroides elegans* . *Mar Ecol Prog Ser.* 267: 223-232.
- Jin, T.; Qian, P.Y. 2005. Amino acid exposure modulates the bioactivity of biofilms for larval settlement of *Hydroides elegans* by altering bacterial community components. *Mar Ecol Prog Ser.* 297: 169-179.
- Karsa, D.R.; Ashworth, D. 2002. *Industrial Biocides. Selection and Application*. The Royal Society of Chemistry.
- Kaur, K.; Leadbeater, B.S.C.; Bott, T.R. 1988. Ozone as a biocide in industrial cooling water treatment. *Proc. Int. Conf. Fouling in Process Plant. Oxford.* 1: 147-150.
- Kim, W.T.; Cho, Y.I.; Bai, C. 2001. Effect of electronic anti-fouling treatment on fouling mitigation with circulating cooling tower water, *International Communications in Heat and Mass Transfer.* 28 (5): 671-680.
- Knez, S.; Pohar, C. 2005. The Magnetic field influence on the polymorph composition of CaCO_3 precipitated from carbonized aqueous solutions. *Journal of Colloid and Interface Science.* 281 (2): 377-388.

- Kobe, S.; Drazic, G.; McGuinness, P.J.; Strazisar, J. 2001. TEM examination of the influence of magnetic field on the crystallisation form of calcium carbonate: A magnetic water-treatment device Source: Acta Chimica Slovenica. 48 (1): 77-86.
- Kovalak, W.P.; Longton, G.D.; Smithee, R.D. 1993. Infestation of power plant water systems by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas) . In: Nalepa TF , Schloesser DW (eds) Zebra mussels: biology, impacts and control . Lewis , Boca Raton. 359-380.
- Kozic, V.; Lipus, L.C.; Krope, J. 2004. SEM Examination of the Influence of a Magnetic Water-Treatment Device on the Scale Precipitation in an Industrial Machine for Bottle Cleaning. Journal of Mechanical Engineering.50 (11): 554-562.
- Kraigsley, A.M.; Finkel, S.E. 2009. Adaptive evolution in single species bacterial biofilms. Fems Microbiology Letters. 293 (1): 135-140.
- Kronenberg, K.J. 1985. Experimental evidence for effects of magnetic fields on moving water, IEEE Trans. Magnetics. 21 (5): 2059-2061. IEEE Magnetics Society.
- Krueger, A.W. 2006. Heat exchanger tube inserts. An update with new applications in crude distillation units vacuum application and reboilers. AIChE Spring Meeting. Heat Exchanger Fouling and Cleaning-Challenges and Opportunities.
- Krueger, A.; Pouponnot, F. 2009. Heat exchanger performance enhancement through the use of tube insert in refineries and chemical plants-successful applications: Spirelf, Turbotal and Fixotal systems. Proceedings of international Conference on Heat exchanger fouling and Cleaning. June 14-19.
- Landau, L.D.; Lifshitz, E.M. 1981. Teoría clásica de los campos. Reverté. España.
- Lamirsa. 1990. Seminario Sobre Tratamientos de las Aguas de Refrigeración. Laboratorios Miret S.A. España.
- Lee, S.H.; Cho, Y.I. 2002. Study of the performance of physical water treatment with a solenoid coil to prevent mineral fouling Part 1: Effect of a side-stream filtration. Heat Mass Transfer. 29 (2): 145-156.
- Lewis, J.A.; Dimas, J. 2007. Treatment of Biofouling in Internal Seawater Systems - Phase 2. Maritime Platforms Division. Defence Science and Technology Organisation. DSTO-TR-2081.
- Lipus, L.; Krope, J.; Crepinsek, L.. 2001. Dispersion destabilization in magnetic water treatment. Journal of colloid and interface science. 236: 60-66.

- Lipus, L.C.; Dobersek, D. 2007. Influence of magnetic field on the aragonite precipitation. *Chemical engineering science*. 62 (7): 2089-2095.
- Lipus, L.C.; Ačko, B.; Hamler A. 2011. Electromagnets for high flow water processing. *Chem Eng Process*. 50 (9): 952-958.
- López-Galindo, C.; Casanueva, F.J.; Nebot, E. 2010. Efficacy of different antibiofouling treatments for seawater cooling systems. *Biofouling*. 26 (8): 923-30
- Mah, T.F.C.; O'Toole, G.A. 2001. Mechanisms of biofilm resistance to antimicrobial agents. *Trends in microbiology*. 9 (1): 34-39.
- Maki, J.S. 1999. The influence of marine microbes on biofouling . In: Fingerma M , Nagabhushanam R , Thompson F (eds.) *Recent advances in marine biotechnology*, vol 3. Biofilms, bioadhesion, corrosion, and biofouling . Science , Enfield, NH. 1: 147-171.
- Marshall, A.; Bott, T.R. 1988. Effectiveness of biocides, in *Fouling Science and Technology*. Eds., Kluwer, Dordrecht. Netherland.
- Martynova, O.I.; Tebenekhin, E.F.; Gusev, B.T. 1967. Conditions and mechanism of deposition of the solid calcium carbonate phase from aqueous nder the influence of a magnetic field. *Kolloidnyi Zhurnal (Colloid Journal)*. 29: 692-695.
- Mayer, C.; Moritz, R.; Kirschner, C.;Borchard, W.; Maibaum, R.; Wingender, J.; Flemming, H.C. 1999. The role of intermolecular interactions: studies on model systems for bacterial biofilms. *Int J Biol Macromol*. 26 (1): 3-16.
- Melo, L.F.; Bott, T.R. 1997. Biofouling in water systems . *Exp Therm Fluid Sci*. 14 (4): 375-381.
- Murphy, H.M.; Payne, S.J.; Gagnon, G.A. 2008. Sequential UV- and chlorine-based disinfection to mitigate *Escherichia coli* in drinking water biofilms. *Water Res* 42 (8-9): 2083-2092..
- Mussalli, Y. G.; Tsou, J. L. 1988. Nontoxic fouling control technologies: U.S. and Japanese Perspectives. EPRI Service Water System Reliability Improvement Seminar. EPRI.
- Mussalli, Y.G.; Tsou, J. 1989. Advances in Biofouling. Control Technologies: U.S. and Japanese. Perspectives. *Proceedings of the American Power Conference*. 1: 1094-1099.
- Mussalli, Y.G. 1990. Effective Control Technologies for Zebra Mussels: Worldwide Experiences. *Proceedings of the American Power Conference*. 52: 1022-1027.

- Nesaratnam, R.N.; Bott, T.R. 1984. Effects of velocity and sodium-hypochlorite derived chlorine concentration on biofilm removal from aluminum tubes. *Process Biochemistry*. 19: 14-18
- Nollet, L.M.L.; De Gelder, L.S.P. 2000. *Handbook of Water Analysis*. Taylor & Francis. USA.
- Nordell, E. 1961. *Water Treatment for Industrial and Other Uses*. 2nd Ed. Reinhold Pub. Corp., New York. USA.
- Nosetani, T.; Sato, S.; Onda, K. 1981. Effect of marine biofouling on the heat transfer performance of titanium condenser tubes, in: Somerscales, E.F.C. and Knudsen, J.C. eds. *Fouling in heat transfer equipment*. Hemisphere Publishing Corp. Washington. 345-353.
- Oppenheimer, K.; Todd, B. A. 2012. Comprehensive Solution to the Biofouling Problem for the Endangered Florida Manatee and Other Species. *Environmental Law*. 42 (2): 415-467.
- Oshitani, J.; Uehara, R.; Higashitani, K., 1999. Magnetic effects on electrolyte solutions in pulse and alternating fields. *Journal of Colloid and Interface Science*. 209 (2): 374-379.
- O'Toole, G.; Kaplan, H.B.; Kolter, R. 2002. Biofilm formation as microbial development. *Annual Review Of Microbiology*. 54 (1): 49-79.
- Parikh, A.; Madamwar, D. 2006. Partial characterization of extracellular polysaccharides from cyanobacteria. *Bioresour Technol*. 97: 1822-1827.
- Paul, V.J.; Ritson-Williams, R. 2008. Marine chemical ecology. *Nat Prod Rep*. 25: 662–695.
- Paul, V.J.; Ritson-Williams, R.; Sharp, K. 2011. Marine chemical ecology in benthic environments. *Nat Prod Rep*. 28 (2): 345–387.
- Pedersen, K. 1990. Biofilm development on stainless-steel and pvc surfaces in drinking-water. *Water Research*. 24 (2): 239-243.
- Penesyanyan, A.; Kjelleberg, S.; Egan, S. 2010. Development of novel drugs from marine surface associated microorganisms. *Mar Drugs*. 8 (3): 438-459.
- Percival, S.L.; Knapp, J.S.; Wales, D.S.; Edyvean, R.G.J. 1999. The effect of turbulent flow and surface roughness on biofilm formation in drinking water. *J Ind Microbiol Biot*. 22:152–159.
- Perrin, A. Souques, M. 2013. *Electromagnetic Fields, Environment and Health*. Springer Science & Business Media. France.
- Prisyazhniuk, V.A. 2009. Physico-chemical principles of preventing salts crystallization on heat-exchange surfaces. *Applied Thermal Engineering*. 29 (14): 3182-3188.

- Puente Trueba, A.; Ondiviela Eizaguirre, B.; Echávarri Erasun, B.; Juanes de la Peña, J.; García-Castrillo Riesgo, G. 2003. Las comunidades bentónicas de la bahía de Santander. Locustella.
- Purcell, E. 1963. Electricity and Magnetism, McGraw-Hill. USA.
- Putman, R.E. 2001. Timing cleanings to boost heat exchanger performance - cutting costs, facilitating production. Chemical Processing. 64 (5): 39-41.
- Qian P-Y; Xu Y; Fusetani N. 2010. Natural products as antifouling compounds: recent progress and future perspectives. Biofouling. 26 (2): 223-234.
- Rademaker, H.; Launspach, M. 2011. Detection of interaction between biomineralising proteins and calcium carbonate microcrystals. Biomimetic materials. Beilstein-Institut. 2: 222–227.
- Railkin, A.I. 2005. Marine biofouling. Colonization Processes and Defenses. Taylor & Francis. UK.
- Ramesh K.S.; Dusan P.S. 2003. Fundamentals Of Heat Exchanger Design. John Wiley & Sons, INC. USA.
- Rice, R.G. and Wilkes, J.F. 1991. Fundamental aspects of ozone chemistry in recirculating cooling water systems - data evaluation needs. International ozone conference. Pan American Committee, Toronto.
- Riesz, P.; Berdahl, D.; Christman, C.L. 1985. Free Radical Generation by Ultrasound in Aqueous and Nonaqueous Solutions. Environmental Health Perspectives. 64: 233-252.
- Rio-Calonge, B. 1999. Eliminación del biofouling en intercambiadores de Calor-condensadores que minimicen el impacto ambiental en el medio marino. Tesis Doctoral de la Universidad de Cantabria, España.
- Risse-Buhl, U.; Küsel, K. 2009. Colonization dynamics of biofilm-associated ciliate morphotypes at different flow velocities. Eur J. Protistol. 45: 64-76.
- Rodríguez F.; Letón P.; Rosal R.; Dorado M.; Villar S.; Sanz, J. M. 2006. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Dirección General de Universidades e Investigación.
- Rudert, M.; Müller, G. 1982. Experimentelle untersuchungen über den einfluß wichtiger parameter (Hydrochemie, Temperature, Versuchsanordnung, Aufwuchs–Unterlage) auf die bildung technischer carbonat–inkrustationen (“Kesselstein”). Chemiker–Zeitung. 5: 191-209.
- Ruiz García, M. 2003. Estudio Toxicológico del efluente procedente del tratamiento químico de minimización del biofouling presente en intercambiadores de calor refrigerados con agua de mar. Tesis Doctoral de la Universidad de Cantabria, España.

- Sadik, K.; Pramuanjaroenkij, A.; Liu, H. 2012. Heat exchangers selection, rating, and thermal design. CRC Press.
- Santomauro, G.; Baier, J.; Huang, W.; Pezold, S.; Bill, J. 2012. formation of calcium carbonate polymorphs induced by living microalgae. *Journal of Biomaterials and Nanobiotechnology*. 3: 413-420.
- Satpathy, K.K.; Mohanty, A.K.; Sahu, G; Biswas, S.; Prasad, M.V.R.; Sivanayagam, M. 2010. Biofouling and its control in seawater cooled power plant cooling water system - a review. Environmental and industrial safety section, Indira Gandhi Centre for Atomic Research. Pavel Tsvetkov.
- Schneider, R.P.; Marshall, K.C. 1994. Retention of the gram negative marine bacterium sw8 on surfaces – effects of microbial physiology, substratum nature and conditioning films. *Colloids Surf B: Biointerfaces*. 2 (4): 387-396.
- Schultz, M.P.; Swain, G.W. 1999. The effect of biofilms on turbulent boundary layers. *J Fluids Eng*. 121:44-52.
- Seed, R.; Suchanek, T.H. 1992. Population and community ecology of *Mytilus*. In, Gosling, E. (ed.), *The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture*, Amsterdam, Elsevier.
- Serway, J. 2009. *Physics for scientists and engineers*. Brooks Cole. USA.
- Shahryari, A.; Pakshir, M. 2008. Influence of a modulated electromagnetic field on fouling in a double-pipe heat exchanger. *Journal of Materials Processing Technology*. 203 (1-3): 389-395.
- Sharqawy, M.H.; Lienhard, J.H.; Zubair, S.M. 2010. Thermophysical properties of sea water: a review of existing correlations and data. *Desalin Water Treat*. 16: 354-380.
- Simoes, M.; Pereira, M.O.; Vieira, M.J. 2005. Action of a cationic surfactant on the activity and removal of bacterial biofilms formed under different flow regimes. *Water Res*. 39 (2-3): 478-486.
- Singh, P.K.; Parsek, M.R.; Greenberg, E.P.; Welsh, M.J. 2002. A component of innate immunity prevents bacterial biofilm development. *Nature*. 417 (6888): 552-555.
- Siobhán, F.E.B. 2001. *Scaling and particulate fouling in membrane filtration systems*. Taylor & Francis. 1: 19-20.
- Somerscales, E. F. C. & Kassemi, M. 1987. Fouling due to corrosion products formed on a heat transfer surface. *Journal of Heat Transfer*. 109 (1): 267-270.

- Slowinski, E.J.; Wolsey, W.C.; Rossi, R.C. 2012. Chemical principles in the laboratory. Brooks/Cole.
- Stewart, P.S. 2002. Mechanisms of antibiotic resistance in bacterial biofilms . Int J Med Microbiol. 292 (2): 107-113.
- Stanczak, M. 2004 Biofouling: It's Not Just Barnacles Anymore. ProQuest.
- Szkatula, A.; Balanda, M.; Kopec, M. 2002. Magnetic treatment of industrial water. Silica activation. Source: European Physical Journal-Applied Physics. 18 (1): 41-49.
- Tai, C.Y.; Wu, Chi-Kao; Chang, Meng-Chun. 2008. Effects of magnetic field on the crystallization of CaCO_3 using permanent magnets. Chemical Engineering Science. 63 (23): 5606-5612.
- Tsai, Y.P. 2005. Impact of flow velocity on the dynamic behaviour of biofilm bacteria. Biofouling. 21: 267-277.
- Theodore. L. 2011. Heat transfer applications for the practicing engineer. John Wiley & Sons.
- Thiyagarajan, V. A. 2010. Review on the role of chemical cues in habitat selection by barnacles: new insights from larval proteomics. J Exp Mar Biol Ecol. 392 (1): 22-36.
- Thulukkanam, K. 2013. Heat Exchanger Design Handbook. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Tianqing, L.; Bott, T. R. 1998. Combined use of ultrasound and ozone for biofouling control in heat exchangers, In J. S. Lee (Ed.), Proc. 11th Int. Heat Trans. Conf. Kyongju, Korea. 6: 221.
- Tijing, L. D.; Kim, H. Y.; Lee, D. H.; Kima, C.S.; Choc, Y.I. 2009. Use of an oscillating electric field to mitigate mineral fouling in a heat exchanger. Experimental heat transfer. 22 (4): 257-270.
- Tombacz, E.; Ma, C., Busch, K.W.; Busch, M.A. 1991. Effect of a weak magnetic field on hematite sol in stationary and flowing systems. Colloid and Polymer Science. 269 (3): 278-289.
- Trevose, P.A. 1991. biocide usage in cooling towers in the electric power and petroleum refining industries. Betz Handbook of Industrial Water Conditioning, 9th Edition, Betz Laboratories, Inc. U.S. Department of Energy Office of Fossil Energy Under Contract W-31-109-ENG-38.
- Trueba, A.; Otero, F.M.; González, J.A.; Vega, L.M.; García, S. 2013. Study of the activity of quaternary ammonium compounds in the mitigation of biofouling in heat exchangers–condensers cooled by seawater. Biofouling. 29 (9): 1139-1151.

- Trueba, A.; García, S.; Otero, F.M. 2014. Mitigation of biofouling using electromagnetic fields in tubular heat exchangers–condensers cooled by seawater. *Biofouling*. 30 (1): 95-103.
- Trueba, A.; García, S.; Otero, F.M.; Vega, L.M.; Madariaga, E. 2015a. The effect of electromagnetic fields on biofouling in a heat exchange system using seawater. *Biofouling*. 31 (1): 19-26.
- Trueba, A.; García, S.; Otero, F.M.; Vega, L.M.; Madariaga, E. 2015b. Influence of flow velocity on biofilm growth in a tubular heat exchanger-condenser cooled by seawater. *Biofouling*. 31 (6): 527-534
- Ullah, S. Biocides in papermaking chemistry. 2011. Master's thesis University of Jyväskylä. Department of Chemistry Applied Chemistry.
- Visauta Vinacua, B. 2007. Análisis estadístico con SPSS 14: Estadística básica. Madrid: McGraw-Hill.
- Vrouwenvelde, J.S.; Hinrichs, C.; Van der Meer, W.G.J.; Van Loosdrecht, M.C.M.; Kruithof, J.C. 2009. Pressure drop increase by biofilm accumulation in spiral wound RO and NF membrane systems: role of substrate concentration, flow velocity, substrate load and flow direction. *Biofouling*. 25: 543–555.
- Wahl, M. 1989. Marine Epibiosis. Fouling and antifouling - some basic aspects. *Marine Ecology Progress Series*. 58: 175-189.
- Wahl, M.; Goecke, F.; Labes, A.; Dobretsov, S.; Weinberger, F. 2012. The second skin: ecological role of epibiotic biofilms on marine organisms. *Front Microbiol* 292 (3). Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Germany.
- Wang, Y.; Babchin, A.J.; Chernyi, L.T.; Chow, R.S.; Sawatzky, R.P. 1997. Rapid onset of calcium carbonate crystallization under the influence of a magnetic field. *Water Research*. 31: 346-350.
- Walker, G. 1990. *Industrial Heat Exchangers: A Basic Guide*. Hemisphere Publishing, Washington, DC.
- Weiss, J; Weiss, T. 2005 *Handbook of Ion Chromatography*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Whiteley, M.; Ott, J.R.; Weaver, E.A.; McLean, R.J. 2001. Effects of community composition and growth rate on aquifer biofilm bacteria and their susceptibility to betadine disinfection. *Environmental Microbiology*. 3: 43-52.
- Wills, A.; Bott, T.; Gibbard, I.J. 2000. The control of biofilms in tubes using wire-wound inserts. *Can J Chem Eng*. 78: 61–64.

- Wilson, D.I. 2003. Challenges in cleaning: Recent developments and future prospects, ECI Conf. Heat exchanger fouling and cleaning fundamentals and applications, Santa Fe, USA.
- Wimpenny, J.; Manz, W.; Szewzyk, U. 2000. Heterogeneity in biofilms. *Fems Microbiology Reviews*. 24: 661-671.
- Wolf, G.; Königsberger, E.; Schmidt, H.G.; Königsberger, L.C.; Gamsjäger, H. 2000 Thermodynamic aspects of the vaterite-calcite phase transition. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. 60: 463-472.
- Xuefei, M.; Lan, X.; Jiapeng, C.; Zikang, Y.; Wei, H. 2013. Experimental study on calcium carbonate precipitation using electromagnetic field treatment. *Water Science & Technology*. 67: 2784-2790.
- Xiaokai, X.; Chongfang, M.; Yongchang, C. 2005. Investigation on the electromagnetic anti-fouling technology for scale prevention. *Chemical Engineering & Technology*. 28: 1540-1545.
- Xiaokai, X. 2008. Research on the electromagnetic anti-fouling technology for heat transfer enhancement. *Applied Thermal Engineering*. 28: 889-894.
- Zobell, C.E. 1943. The effect of solid surfaces upon bacterial activity. *Journal of bacteriology*. 46: 39-56.

IX.2. REGLAMENTOS Y NORMATIVAS

- ANSI/ISA-5.1-2009. 2009. Instrumentation Symbols and Identification. ISA.
- ASME. 1998. American Society of Mechanical Engineers, New York.
- ASME. Seccion II. 1995. Parte A, Ferrous Material Specifications.
- ASME Sec. VIII, Div. 1. 2011. Boiler and Pressure Vessel Code.Rules for Construction of Pressure Vessels.
- ASTM D1126-92. 1994. Determinación De Dureza En Agua. Metodo ASTM D1126-92. American Society for testing and Materials. Annual book of Standards. ASTM.
- ASTM D1125–95. 2005. Standard Test Methods for Electrical Conductivity and Resistivity of Water.
- Compatibilidad electromagnética CEM (UNE-EN 61000-4-16:1998/A1:2005). 2005.

- DIN 19267. 2012. PH Measurement-Technical buffer solutions, preferably for the calibration of technical measuring installations.
- Directiva 98/8/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de febrero de 1998, relativa a la comercialización de biocidas.
- Directiva 2004/C 66 E/01 del Parlamento Europeo sobre las disposiciones mínimas de seguridad y de salud relativas a la exposición de los trabajadores a los riesgos derivados de los agentes físicos (CEM).
- Directiva 2006/11/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero de 2006, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.
- Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.
- IEC/TR EN 61000-1-1. 1992. Compatibilidad Electromagnética (EMC). Artículo 1: Aplicación e interpretación de definiciones fundamentales y términos. International Electrotechnical Commission.
- ISO 1302:2002. Indication of surface texture in technical product documentation.
- Real Decreto 1054/2002, de 11 de octubre, por el que se regula el proceso de evaluación para el registro, autorización y comercialización de biocidas. Ministerio de la Presidencia (BOE n. 247 de 15/10/2002).
- Reglamento (UE) N o 528/2012 del parlamento europeo y del consejo de 22 de mayo de 2012 relativo a la comercialización y el uso de los biocidas.
- Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals, establishing a European Chemicals Agency. 2006.
- TEMA. 1999. Standard of the Tubular Exchanger Manufacturers Association. New York. USA.

IX.3. PÁGINAS WEB

- BadgerMeter, Inc. (2009). <https://www.badgermeter.com/>
- Barthelmy, D. (2013). <http://www.webmineral.com/>
- Bracton Industries—Chemicals & Beer Systems (2013). <http://www.bracton.com/>
- Baxi Roca Calefacción (2012). <http://www.baxi.es/home/>
- Bombas GRUNDFOS España S.A (2009). <http://es.grundfos.com/>
- Bombas Itur (2012). <http://www.itur.es/>
- Cathwell (2011). <http://www.cathwell.com/>
- Center of Biobiofouling Engineering (2012). <http://www.biofilm.montana.edu/com>
- Chemical Engineering Knowledge Base.ChemKB (2014). <http://www.chemkb.com>
- Conco Systems, Inc. (2012). <http://www.concosystems.com/es>
- CRISON INSTRUMENTS, S.A (2010). <http://www.crisoninstruments.com/>
- Enventus Energy Recovery (2013). <http://www.enventus.se/>
- Hamon & Cie (2014). <http://www.hamon.com/en/corporate/>
- Heseman Industrial Inc. (2014). <http://www.heseman.com/>
- GEA PHE Systems (2013). <http://www.gea-phe.com/>
- GE Hitachi(2013). <http://www.ge-energy.com/nuclear>
- Gold-Bar It d (2012). <http://www.goodway.com/>
- Gooch Thermal Systems, Inc (2014). <http://www.goochthermal.com/>
- Goodway Technologies (2013). <http://www.goodway.com/>
- Hach Company (2006). <http://www.hach.com>
- H&C Heat Transfer Solutions Inc (2013). <http://hcheattransfer.com/>
- Iowa State University (2012). www.ndt-ed.org
- INEX Incorporated (2014). <http://www.inexinc.net/>
- Llallo Fluid Technology (2012). S.L Web: <http://www.llallo.com/es/web>

- Merus-the water conditioner company (2013). <http://www.merusonline.com/>
- Midstream Instrumentation (2012). <http://www.midstream.com/>
- Motic Spain, S.L. (2009). <http://www.motic.com/>
- National High Magnetic Field Laboratory (2013). <http://www.magnet.fsu.edu/>
- OMRON Corporation (2009). <http://www.ia.omron.com/>
- Planet Horizons Technologies S.A. (2009). www.planethorizons.com
- Schneider Electric (2008). www.schneider-electric.com
- Sedical, S.A. (2007). <http://www.sedical.com>
- Sensocon, Inc. (2013). <http://www.sensocon.com/>
- Siemens Switzerland (2007). <http://w3.siemens.com/>
- STEP Logística y Control, S.L. (2009). <http://www.stepsl.com>
- Taprogge (2013). <http://www.taprogge.de/index.htm>
- TerraMetrics, Inc (2013). <http://www.terrametrics.com>
- Tube Tech International Ltd (2015). <http://www.tubetech.com/>
- Xchanger Inc (2013). http://www.xchanger.com/products_aa.htm
- Winter, M. (2012). University Sheffield & Web. <http://www.webelements.com>
- WSA Engineered Systems (2013). <http://wsaes.com/index.html>

X. APÉNDICES

X.1. ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I.1.	Cursos de doctorado y trabajos de investigación realizados (F: Fundamental).	7
Tabla II.1.	Agentes químicos utilizados en el tratamiento del agua de mar (Bott 1995).	54
Tabla II.2.	Condiciones específicas de operación de diferentes biocidas (Lamirsa 1990).	55
Tabla II.3.	Comparativa de diferentes técnicas de dosificación del cloro (Trevoze 1991).	59
Tabla II.5.	Biocidas utilizados en aguas de refrigeración (Dixon et al. 2005).	65
Tabla II.6.	Diferencias entre la calcita y la aragonita en condiciones ambientales (www.webmineral.com 2013).	96
Tabla II.7.	Valores límite de exposición a CEMs (Perrin 2013).	97
Tabla II.8.	Valores límites de campos electromagnéticos que dan lugar a una acción (Perrin 2013).	98
Tabla IV.1.	Caracterización de los tubos de los intercambiadores de calor.	114
Tabla IV.2.	Características de las calderas de la central térmica de la E.T.S. de Náutica.	119
Tabla IV.3.	Características de la bomba de circulación funcionando a diferentes velocidades (Sedical S.A. 2007).	121
Tabla IV.4.	Características constructivas del equipo generador de campos electromagnéticos (Planet Horizons Technologies S.A., 2009).	132
Tabla IV.5.	Dimensiones y peso de las probetas utilizadas en la experimentación.	139
Tabla IV.6.	Frecuencia en la toma de datos experimentales.	158
Tabla IV.7.	Frecuencia de medida de las características físico-químicas del agua de mar.	159
Tabla V.1.	Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316L.	168
Tabla V.2.	Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti.	176

Tabla V.3.	Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de tratamiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316L.	184
Tabla V.4.	Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida a los tubos con y sin tratamiento con CEMs al final del experimento A.	187
Tabla V.5.	Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	190
Tabla V.6.	Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de tratamiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti.	196
Tabla V.7.	Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida a los tubos con y sin tratamiento con CEMs al final del experimento A.	199
Tabla V.8.	Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	202
Tabla V.9.	Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante el experimento B en los tubos de acero inoxidable AISI 316L.	208
Tabla V.10.	Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida sobre los tubos con y sin tratamiento con CEMs al final del experimento B.	212
Tabla V.11.	Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	215
Tabla V.12.	Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante el experimento B en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti.	221
Tabla V.13.	Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida sobre los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti al final del experimento B.	225
Tabla V.14.	Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	227
Tabla V.15.	Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante el experimento C en los tubos de acero inoxidable AISI 316L.	235

Tabla V.16. Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida a los tubos con y sin tratamiento al final del experimento C.	237
Tabla V.17. Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	240
Tabla V.18. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) y resistencia friccional al fluido (f) durante el experimento C en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti.	246
Tabla V.19. Conductividad térmica aparente (λ) de la biopelícula adherida a los tubos con y sin tratamiento con CEMs al final del experimento C.	250
Tabla V.20. Análisis estadístico de las medidas indirectas en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	252
Tabla VI.1. Comparación de resultados de los tratamientos AF ensayados en la planta piloto del laboratorio Biofouling- Emilio Eguía ($\Delta Rf_{TT} - \Delta Rf_{control}$: diferencia entre el valor final del ΔRf del tubo tratado y sin tratar, $\Delta f_{TT} - \Delta f_{control}$: diferencia entre el valor final del Δf del tubo tratado y sin tratar).	295

X.2. ÍNDICE DE FIGURAS

Figura II.1. Presencia de mejillones en la caja de agua de un condensador (Tube Tech International Ltd. 2015).	15
Figura II.2. Intercambiador de calor tubular en mantenimiento por presencia de biofouling en los haces tubulares (Merus the water conditioner Company 2013).	16
Figura II.3. Residuo de hidrocarburo en los tubos de un intercambiador de calor (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).	18
Figura II.4. Óxidos de corrosión en los tubos de un intercambiador de calor (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).	18
Figura II.5. Fouling helado de productos poliméricos en los tubos de un intercambiador de calor (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).	19
Figura II.6. Sales precipitadas en los tubos de un intercambiador de calor (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).	20

Figura II.7.	Acumulación de partículas sólidas en la placa de un intercambiador de calor tubular (H&C Heat Transfer Solutions Inc. 2013).	21
Figura II.8.	Fases de la formación de la biopelícula (Center Biofouling Engineering 2012).	26
Figura II.9.	Fuerzas de unión en una matriz EPS (Mayer et al. 1999): <i>(i) enlaces de hidrogeno, (ii) uniones por cationes, (iii) fuerzas de van der Waals y (iv) fuerzas de repulsión.</i>	27
Figura II.10.	Transporte de células a la superficie a colonizar (Characklis 1990): <i>(i) adsorción, (ii) adsorción reversible, (iii) desprendimiento y (iv) adsorción irreversible.</i>	28
Figura II.11.	Diagrama de la estructura de una biopelícula madura (Center Biofouling Engineering 2012).	30
Figura II.12	Consortio de microorganismos en una biopelícula (Center Biofouling Engineering 2012).	31
Figura II.13	Movimiento de las células durante las fases de crecimiento de la biopelícula (Center Biofouling Engineering 2012).	32
Figura II.14	Clasificación de los intercambiadores de calor en función del objetivo del intercambio de calor (Ramesh & Dusan 2003; Theodore 2011).	42
Figura II.15.	Clasificación de los intercambiadores de calor en función de la naturaleza de los procesos de transferencia de calor (Ramesh & Dusan 2003).	43
Figura II.16.	Clasificación de los intercambiadores en función del número de fluidos que intervienen en el proceso (Ramesh & Dusan 2003).	44
Figura II.17.	Clasificación de los intercambiadores en función de la superficie de transferencia de calor (Ramesh & Dusan 2003).	45
Figura II.18.	Clasificación de los intercambiadores de calor en función de sus características de construcción (Walker 1990; Ramesh & Dusan 2003).	46
Figura II.19.	Intercambiador tubular de carcasa tipo A.E.S. (TEMA 1999).	47
Figura II.20.	Identificación de intercambiadores de calor tubulares (TEMA 1999).	48
Figura II.21.	Disposición de un intercambiador de calor de placas PHE (Gold-Bar Ltd. 2012).	49

Figura II.22. Disposición de un tubo con aletas planas.	50
Figura II.23. Clasificación de los intercambiadores en función del sentido relativo de los fluidos (Ramesh & Dusan 2003).	51
Figura II.24. Diagramas de disposición de los flujos en intercambiadores de calor multipaso: a) flujo paralelo-cruzado, b) flujo contracorriente-cruzado y c) flujo compuesto. (Ramesh & Dusan 2003).	52
Figura II.25. Clasificación de los intercambiadores en función de los mecanismos de transferencia de calor (Thulukkanam 2013).	53
Figura II.26. Acción del biocida sobre una biopelícula adherida a la superficie de un intercambiador de calor (Center Biofouling Engineering 2012).	56
Figura II.27. Bolas empleadas en el sistema Taprogge (Taprogge 2013).	68
Figura II.28. Sistema Taprogge en funcionamiento (Taprogge 2013).	68
Figura II.29. Escobilla para la limpieza mecánica del interior de los tubos (WSA Engineered Systems 2013).	69
Figura II.30. Ánodos de zinc y cobre situados en la toma de agua de mar de un buque (Cathwell 2011).	71
Figura II.31. Dispositivo helicoidal antifouling del sistema TURBOTAL® para los tubos de un intercambiador de calor (Krueger 2006).	74
Figura II.32. Sistema de limpieza de tubos, mediante un taladro refrigerado por agua (Conco Systems Inc 2012).	77
Figura II.33. Rascador para la limpieza interior de tubos (Conco Systems Inc 2012).	77
Figura II.34. Espesor de la biopelícula tratada con ultrasonidos combinados con ozono frente a los mismos tratamientos sin combinar (Bott & Tianqing 2004).	79
Figura II.35. Imán de campos permanentes (National High Magnetic Field Laboratory 2013).	83
Figura II.36. Bobina de campos electromagnéticos (Lowa State University. USA 2012).	85
Figura II.37. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase I.	86
Figura II.38. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase II.	86
Figura II.39. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase III.	86
Figura II.40. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase IV.	87
Figura II.41. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase V.	87

Figura II.42. Dispositivo de generación de campos magnéticos clase VI.	87
Figura II.43. Unidad de inducción electromagnética.	88
Figura II.44. Esquema de una unidad de generación de CEMs mediante electrodos.	88
Figura II.45. Precipitado de calcita (Rademaker y Launspach 2011).	90
Figura II.46. Precipitado de aragonita (Rademaker y Launspach 2011).	90
Figura IV.1. Vista área de la bahía de Santander (TerraMetrics Inc, 2013).	109
Figura IV.2. Diagrama de tuberías, equipos e instrumentación de la instalación experimental (Diagrama de flujo según ANSI/ISA-5.1-2009).	111
Figura IV.3. Planta piloto de intercambiadores de calor-condensadores.	112
Figura IV.4. Dimensiones de la carcasa de los intercambiadores de calor-condensadores (cotas en mm).	113
Figura IV.5. Disposición e identificación de los tubos y del tipo de acero del que estaban contruidos los intercambiadores de calor.	114
Figura IV.6. Ubicación de las instalaciones en la que se desarrolló la experimentación (TerraMetrics Inc 2013).	115
Figura IV.7. Bomba centrífuga autoaspirante (ITUR 2012).	116
Figura IV.8. Disposición de los tanques de toma de agua del laboratorio, situados en el patio de la E.T.S. de Náutica.	116
Figura IV.9. Bomba de circulación de agua de refrigeración (GRUNDFOS España S.A. 2009).	117
Figura IV.10. Esquema de la instalación de agua dulce de calefacción.	118
Figura IV.11. Caldera auxiliar y panel de control de la central térmica de la E.T.S. de Náutica.	120
Figura IV.12. Tanque de mezcla.	122
Figura IV.13. Intercambiador de calor de placas (Sedical 2013).	122
Figura IV.14. Caudalímetro de desplazamiento positivo: (A) cámara de circulación del agua; (B) Disco oscilante; (C) Husillo; (D) Imán rotativo;(E) Imán estacionario (BadgerMeter Inc 2009).	124
Figura IV.15. Rotámetro (Midstream Instrumentation 2012).	125
Figura IV.16. Transmisor de presión diferencial (Sensocon Inc 2013).	126
Figura IV.17. Cuadro de módulos de adquisición de datos.	128

Figura IV.18. Conexión del conversor RS-485 a USB (STEP Logística y Control, S.L. 2009).	128
Figura IV.19. Conexión del PC al sistema de adquisición de datos (STEP Logística y Control, S.L. 2009).	129
Figura IV.20. Sinóptico del software de monitorización de la planta piloto (STEP Logística y Control S.L. 2009).	130
Figura IV.21. Equipo generador de campos electromagnéticos.	131
Figura IV.22. Esquema del equipo generador de campos electromagnéticos (Planet Horizons Technologies S.A. 2009).	131
Figura IV.23. Señal voltios/frecuencia del equipo generador de campos electromagnéticos.	132
Figura IV.24. Estación de control del equipo generador de campos electromagnéticos (Planet Horizons Technologies S.A. 2009).	133
Figura IV.25. Principio de funcionamiento del equipo generador de campos electromagnéticos.	134
Figura IV.26. Disposición de las probetas a la salida de los tubos del intercambiador.	140
Figura IV.27. Desarrollo de la probeta de ensayo.	142
Figura IV.28. Representación gráfica de la regla trapezoidal para el cálculo del área bajo la curva.	145
Figura IV.29. Ventana del software SPSS de selección de “ <i>prueba-T para muestras relacionadas</i> ”.	147
Figura IV.30. Ventana de resultados del análisis estadístico.	148
Figura IV.31. Electromedidor de pH y conductividad (Crison instruments S.A. 2010).	149
Figura IV.32. (a) Electrodo de medición de pH y (b) célula de medida de conductividad (Crison instruments S.A. 2010).	150
Figura IV.33. Analizador y sonda de oxígeno disuelto (Hach Company 2006).	152
Figura IV.34. Método de análisis EDTA de la dureza total.	153
Figura IV.35. Cromatógrafo Iónico DIONEX modelo Dx-100.	154
Figura IV.36. Cronología experimental.	156
Figura IV.37. Cepillo de nylon para limpieza mecánica de los tubos (Goodway Technologies 2013).	157

Figura V.1.	Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	169
Figura V.2.	Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	170
Figura V.3.	Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	170
Figura V.4.	Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	171
Figura V.5.	Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	171
Figura V.6.	pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	172
Figura V.7.	Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	173
Figura V.8.	Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	173
Figura V.9.	Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	174
Figura V.10.	Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de crecimiento del experimento A.	175
Figura V.11.	Resistencia a la transferencia de calor (ΔR_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	177
Figura V.12.	Resistencia friccional al fluido (Δf) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	178
Figura V.13.	Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	178

Figura V.14. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	179
Figura V.15. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	179
Figura V.16. pH en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	180
Figura V.17. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	181
Figura V.18. Oxígeno disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	181
Figura V.19. Dureza total en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	182
Figura V.20. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de crecimiento del experimento A.	183
Figura V.21. Resistencia a la transferencia de calor (ΔR_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	185
Figura V.22. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	185
Figura V.23. Composición de la biopelícula adherida al tubo sin tratamiento antifouling al final del experimento A.	186
Figura V.24. Composición de la biopelícula adherida al tubo tratado con CEMs al final del experimento A.	187
Figura V.25. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	188
Figura V.26. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316L con y sin tratamiento CEM durante la fase de tratamiento del experimento A.	189
Figura V.27. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316L con y sin tratamiento CEM durante la fase de tratamiento del experimento A.	189

Figura V.28. Muestras de biopelícula deshidratada al final del experimento A: a) tubo con tratamiento y b) tubo sin tratamiento (2X).	191
Figura V.29. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	192
Figura V.30. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	192
Figura V.31. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	193
Figura V.32. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	194
Figura V.33. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la fase de tratamiento del experimento A.	195
Figura V.34. Resistencia a la transferencia de calor (ΔRf) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	196
Figura V.35. Resistencia friccional al fluido (f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	197
Figura V.36. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo tratado con CEMs al final del experimento A.	198
Figura V.37. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo sin tratamiento AF al final del experimento A.	198
Figura V.38. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (Rf) de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	200
Figura V.39. Área bajo la curva de ΔRf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	200
Figura V.40. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	201
Figura V.41. Muestras de biopelícula deshidratada al final del experimento A: a) tubo con tratamiento y b) tubo sin tratamiento (2X).	202
Figura V.42. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	203

Figura V.43. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	204
Figura V.44. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento.	205
Figura V.45. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	205
Figura V.46. Calcio iónico disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante la fase de tratamiento del experimento A.	205
Figura V.47. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	210
Figura V.48. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	210
Figura V.49. Composición del biofouling adherido sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316L sin tratamiento al final del experimento B.	211
Figura V.50. Composición del biofouling adherido sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316L con tratamiento al final del experimento B.	212
Figura V.51. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	213
Figura V.52. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	214
Figura V.53. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	214
Figura V.54. Muestras de la biopelícula deshidratada al final del experimento B: a) tubo con tratamiento y b) tubo sin tratamiento (2X).	216
Figura V.55. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	217
Figura V.56. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	217
Figura V.57. Oxígeno disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	218

Figura V.58. Dureza total en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	219
Figura V.59. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento B.	220
Figura V.60. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	222
Figura V.61. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	223
Figura V.62. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti sin tratamiento al final del experimento B.	223
Figura V.63. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti tratado con CEM al final del experimento B.	224
Figura V.64. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	225
Figura V.65. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti con y sin tratamiento CEM durante el experimento B.	226
Figura V.66. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti con y sin tratamiento CEM durante el experimento B.	226
Figura V.67. Muestras de biopelícula deshidratada al final del experimento B: a) tubo sin tratamiento y b) tubo con tratamiento (3X).	228
Figura V.68. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	229
Figura V.69. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	229
Figura V.70. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	230
Figura V.71. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	231
Figura V.72. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento B.	231

Figura V.73. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	233
Figura V.74. Resistencia a la fricción del fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	234
Figura V.75. Composición de la biopelícula adherida al tubo sin tratamiento antifouling al final del experimento C.	236
Figura V.76. Composición de la biopelícula adherida al tubo con tratamiento antifouling al final del experimento C.	237
Figura V.77. Efectividad térmica (ϵ) y de la resistencia a la transferencia de calor (R_f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante la experimentación C.	238
Figura V.78. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	239
Figura V.79. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	239
Figura V.80. Muestras de la biopelícula deshidratada al final del experimento C: a) tubo con tratamiento y b) tubo sin tratamiento (4X).	241
Figura V.81. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	242
Figura V.82. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	242
Figura V.83. Oxígeno disuelto del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	243
Figura V.84. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	244
Figura V.85. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316L durante el experimento C.	245
Figura V.86. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	247
Figura V.87. Resistencia friccional al fluido (f) en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	247
Figura V.88. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti sin tratar al final del experimento C.	248
Figura V.89. Composición de la biopelícula adherida sobre el tubo de acero inoxidable AISI 316Ti tratado al final del experimento C.	249

Figura V.90. Efectividad térmica (ϵ) y resistencia a la transferencia de calor (R_f) de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	250
Figura V.91. Área bajo la curva del ΔR_f en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	251
Figura V.92. Área bajo la curva del Δf en los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	251
Figura V.93. Muestras de la biopelícula deshidratada al final del experimento C: a) tubo sin tratamiento y b) tubo con tratamiento (0.75X).	253
Figura V.94. pH del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	254
Figura V.95. Conductividad del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	254
Figura V.96. Oxígeno disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	255
Figura V.97. Dureza total del afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	256
Figura V.98. Calcio iónico disuelto en el afluente y efluentes de los tubos de acero inoxidable AISI 316Ti durante el experimento C.	256
Figura V.99. Resistencia a la transferencia de calor (R_f) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero AISI 316L y 316Ti.	257
Figura V.100. Resistencia friccional al fluido (f) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316L y 316Ti.	258
Figura V.101. Variaciones respecto a los valores iniciales de la resistencia a la transferencia de calor (R_f), la resistencia friccional al fluido (f) y la efectividad térmica de los tubos (ϵ) durante la fase de crecimiento del experimento A en los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti.	259
Figura V.102. Variación de las características físico-químicas del agua de mar en el efluente respecto al afluente en los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti a lo largo de la fase de crecimiento del experimento A.	260

Figura V.103. Variaciones de la resistencia a la transferencia de calor (R_f), la resistencia friccional al fluido (f) y la efectividad térmica de los tubos (ϵ) al final de la fase de tratamiento del experimento A entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.	262
Figura V.104. Variaciones de las medidas directas al final de la fase de tratamiento del experimento A entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.	263
Figura V.106. Variación de las características físico-químicas del agua de mar en el efluente de los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados frente al de los tubos sin tratar a lo largo de la fase de tratamiento del experimento A.	266
Figura V.106. Variaciones de la resistencia a la transferencia de calor (R_f), la resistencia friccional al fluido (f) y la efectividad térmica de los tubos (ϵ) al final del experimento B entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.	268
Figura V.107. Variaciones de las medidas directas al final del experimento B entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.	269
Figura V.108. Variación de las características físico-químicas del agua de mar en el efluente de los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados frente al de los tubos sin tratar a lo largo del experimento B.	271
Figura V.109. Variaciones de la resistencia a la transferencia de calor (R_f), la resistencia friccional al fluido (f) y la efectividad térmica de los tubos (ϵ) al final del experimento C frente al B entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.	273
Figura V.110. Variaciones de las medidas directas al final del experimento C frente al B entre los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados y sin tratar.	275
Figura V.111. Variación de las características físico-químicas del agua de mar en el efluente de los tubos de acero inoxidable AISI 316L y AISI 316Ti tratados frente al de los tubos sin tratar a lo largo del experimento C.	276
Figura V.112. Variación del $ABC^{(0-60 \text{ días})} \Delta R_f$ y $ABC^{(0-60 \text{ días})} \Delta f$ de los tubos tratados con CEMs respecto a los tubos de control sin tratamiento.	277

Figura V.113. Variación de espesor de la biopelícula (e), materia inorgánica en su composición y conductividad térmica aparente (λ) de los tubos tratados respecto a los tubos de control sin tratar.	278
Figura V.114. Variación de la efectividad térmica (ϵ) de los tubos tratados respecto a los tubos de control sin tratar.	280
Figura V.115. Variación de las características físico-químicas del efluente respecto a los tubos de control en los tres ensayos realizados.	281
Figura VI.1. Influencia de la rugosidad inicial del tubo sobre las medidas indirectas durante la fase de inducción en el experimento A (Río-Calonge 1999).	288

X.3. ACRÓNIMOS

Simbología	Definición
A	superficie arbitraria
ADN	ácido desoxirribonucleico
AF	antifouling
AISI	American Iron and Steel Institute
ANSI	American National Standards Institute
APA	ácido peracético
ASME	American Society of Mechanical Engineers
ATP	adenosín trifosfato
AOX	halógenos orgánicos absorbibles
CEM	campo electromagnético
CM	campo magnético
DBO	demanda biológica de oxígeno
DQO	demanda química de oxígeno
DIN	Instituto Alemán de Normalización
ECHA	Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas

EMC	compatibilidad electromagnética
EPS	Sustancias poliméricas extracelulares
ESEERCO	Empire State Electric Energy Research Corporation
E.T.S.	Escuela Técnica Superior
QAC	compuestos de amonio cuaternario
IF	Inversión de flujo
gl	grado de libertad
H ₀	hipótesis nula
H ₁	hipótesis alternativa
ICNIRP	comisión internacional sobre protección frente a radiaciones no ionizantes
p	significación bilateral
PHE	intercambiadores de tipo placa
s	elemento infinitesimal del contorno circular
SBR	bacterias reductoras de sulfato
REP	reglamento de equipos a presión
t	test estadístico
TEMA	Tubular Exchanger Manufacturers Association
THPO	óxido de fosfina tris hidroximetil
THPS	Sulfato tetrakis-hidroximetil-fosfonio
UNE	Una Norma Española
UV	radiación ultravioleta
μ _n	medias de datos

X.4. NOMENCLATURA

Simbología		Unidad
A	superficie arbitraria	m ²
A _t	área cubierta por biofouling	m ²
A ₀	área exterior del tubo	m ²
ABC ⁰⁻⁶⁰ días ΔR _f	área bajo la curva de los 60 días del ΔR _f	m ² K /kW x días
ABC ⁰⁻⁶⁰ días Δf	área bajo la curva de los 60 días del Δf	Adimensional x días
B	densidad de campo magnético	Teslas
C _p	calor específico a presión cte	kJ/ kg K
d	densidad de biofouling	g/cm ³
D _e	diámetro exterior del tubo	mm
D _i	diámetro interior del tubo	mm
e	espesor del biofouling	μm
E	intensidad de campo eléctrico	V/m
f	resistencia a la fricción del fluido	adimensional
F	fuerza magnetomotriz	A
Q _{max}	máxima cantidad de calor que puede aportar	W
Q _{ral}	cantidad de calor aportada	W
C _{pA/R}	calor específico del agua de refrigeración	J /kg K
C _{pA/C}	calor específico del agua caliente	J /kg K
C _{min}	menor de entre C _{A/C} y C _{A/R}	W/K
H	intensidad de campo magnético	A/m
l	longitud del tubo	mm

I_c	corriente de contacto	A
I_L	corriente inducida en las extremidades,	A
L	unidad de litros	L
M	caudal de agua	m ³ /s
m	medida de la longitud del circuito	m
$m_{A/R}$	caudal del agua de refrigeración	kg/s
$m_{A/c}$	caudal del agua de caliente	kg/s
P	presión	Pa
r	radio interior de la probeta	cm
R	resistencia a la transferencia de calor total de la pared del tubo	m ² K/ W
R_a	rugosidad superficial media	μm
R_f	resistencia de transferencia de calor	m ² K /kW
R_{to}	rendimiento	%
S	conductividad del agua	mS/cm
S_{eq}	densidad de potencia de onda plana equivalente.	W/m ²
T^a	temperatura atmosférica	K
T_{cond}	temperatura de agua de la carcasa	K
$T_{entA/R}$	temperatura de entrada del agua de refrigeración	K
$T_{salA/R}$	temperatura de salida del agua de refrigeración	K

$T_{entA/C}$	temperatura de entrada del agua de caliente al condensador	K
$T_{salA/C}$	temperatura de salida del agua de caliente al condensador	K
U	resistencia a la transferencia de calor total	W /m K
v	velocidad del fluido	m/s
V	volumen de agua	L
x	longitud de la probeta	cm
ΔM	masa de biofouling	g
ΔP	diferencia de presión entre la entrada y la salida del tubo	Pa
ΔR_f	resistencia a la transferencia de calor del biofouling	m ² K /W
Δt_m	temperatura media logarítmica	K
Δt_1	$T_{entA/C} - T_{salA/R}$	K
Δt_2	$T_{salA/C} - T_{entA/R}$	K
δ	densidad del fluido	kg/m ³
λ	conductividad térmica aparente	W /m K
ε	efectividad del tubo	Adimensional
μ	permeabilidad magnética del material	Tm/A

