



**APLICACIÓN DE LA COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN ACOPLADA
A LA FLOTACIÓN CON AIRE DISUELTO PARA LA REMOCIÓN
DE ALGAS DE UN AGUA DE PRESAS**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL-AGUA

PRESENTA

I.Q. Alejandro Ortiz Vázquez

TUTORA:

Dra. Rosa María Ramírez Zamora



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Sofía Garrido Hoyos

Secretario: Dra. Alejandra Martín Domínguez

Vocal: Dra. Rosa María Ramírez Zamora

1er. Suplente: Dr. Ignacio Monje Ramírez

2do. Suplente: Dr. Eduardo Vega González

Lugar donde se realizó la tesis:

Laboratorio de Ingeniería Ambiental, edificio 5, Instituto de Ingeniería, UNAM

TUTORA DE TESIS:

Dra. Rosa María Ramírez Zamora

DEDICATORIA

Este trabajo se lo dedico a mis padres por representar un ejemplo en mi vida, recibir su apoyo, confianza y motivación en todo momento y tener siempre un consejo, lo cual me ayudó a crecer como persona en todos los aspectos de mi vida.

A mis hermanos: Araceli, Claudia, Paulina y Guillermo por ser grandes hermanos y estar siempre a mi lado, proporcionándome su apoyo y ayuda para alcanzar los logros hasta ahora cumplidos.

A todos mis sobrinos: Valeria, Carolina, Arlet, Emmanuel y Arturo que han compartido conmigo sus alegrías, vivencias y travesuras, representando en mí innumerables momentos de felicidad.

AGRADECIMIENTOS

A la **Universidad Nacional Autónoma de México** y en especial al **Instituto de Ingeniería** por abrirme las puertas de sus instalaciones y poder desarrollar mi trabajo de tesis.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)** por otorgarme la beca que me permitió realizar mis estudios de maestría.

A la **Dra. Rosa María Ramírez Zamora** por el tiempo y paciencia que tuvo conmigo, pero sobre todo la orientación y consejos que me permitieron desarrollar con éxito mi trabajo.

A la **Dra. Sofía Garrido Hoyos, Dra. Alejandra Martín Domínguez, Dr. Ignacio Monje Ramírez, Dr. Eduardo Vega González** por los comentarios, consejos y aportes que me permitieron mejorar mi tesis.

A la **QFB Leticia García Montes de Oca, I.Q. Sergio Rafael Anaya Gutiérrez, I.Q. Cecilia Medina Nolasco, I.Q. Yessica Jennifer Sánchez Salgado, I.Q. Oscar Venegas Martínez, I.Q. Roberto Meneses Elizalde** por todo el apoyo brindado en el laboratorio al realizar este trabajo.

ÍNDICE

	Pág.
RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCION	5
1. OBJETIVO GENERAL	6
1.1 OBJETIVOS PARTICULARES	6
1.2 ALCANCES	7
2. ANTECEDENTES	8
2.1 El sistema Cutzamala	8
2.1.1 Planta Potabilizadora “Los Berros”	8
2.2 Presencia y contaminación por algas en agua en las principales fuentes de abastecimiento de la PPLB	10
2.3 Estudio de pruebas de coagulación-floculación en laboratorio para la remoción de algas	11
3. MARCO TEÓRICO	13
3.1 Contaminantes naturales en el agua	13
3.2 Problemas asociados a la presencia de algas	14
3.3 Procesos de tratamiento para la remoción de algas	17
3.4 Pre-oxidación	19
3.4.1 Cloro	20
3.4.2 Dióxido de cloro	22
3.4.3 Pre-oxidación aplicada para la remoción las algas	30
3.5 Coagulación-Floculación	33
3.5.1 Mecanismos de coagulación-floculación	35
3.5.1.1 Coagulación por neutralización de carga	36
3.5.1.2 Coagulación por barrido	37
3.5.2 Coagulación con sales de aluminio	39
3.5.2.1 Remoción de algas con sulfato de aluminio	41
3.5.3 Coagulantes orgánicos	44
3.5.3.1 Tipos de polímeros	45
3.5.3.2 Polielectrolitos catiónicos	46
3.6 Procesos de clarificación	47
3.6.1 Sedimentación	47
3.6.2 Flotación con aire disuelto	52
3.6.2.1 Criterios de diseño del proceso FAD	54
3.6.2.2 Integración del FAD en una planta de tratamiento de agua	58
3.5.2.3 Remoción de algas con FAD	59
4. METODOLOGÍA	63
4.1 Materiales y reactivos	63
4.1.1 Agua cruda	63
4.1.2 Pre-oxidantes	66
4.1.3 Coagulantes y floculantes	67
4.2 Diseño experimental	68
4.2.1 Factores, niveles y tratamientos	69
4.3 Análisis estadístico de los resultados experimentales	75

4.3.1 Modelos estadísticos	75
4.3.1.1 Parámetros de validez estadística	76
4.4 Sistemas experimentales	76
4.5 Técnicas experimental	81
4.6 Métodos analíticos	82
5. RESULTADOS	82
5.1 Caracterización del agua cruda proveniente del TRAC de la PPLB y la PVB	85
5.2 Pruebas de tratamiento	88
5.3 Resultados de la matriz de experimentos de las pruebas de Pre-oxidación-Coagulación-Floculación-FAD	89
5.4 Análisis estadístico de los resultados experimentales	94
5.4.1 Modelos estadísticos	94
5.4.1.2 Parámetros de validez estadística	94
5.5 Optimización de los valores de los factores experimentales	98
5.5.1 Discusión de resultados de los valores óptimos de factores en la remoción de algas (clorofila- <i>a</i>) color y turbiedad	99
5.6 Estimación de costos de reactivos	105
6. CONCLUSIONES	108
7. REFERENCIAS	109
ANEXOS	
ANEXO I Diseño experimental de las prueba de Pre-oxidación-Coagulación-Floculación-FAD	118
ANEXO II Técnicas Analíticas	122
ANEXO III Resultados de las pruebas experimentales	126
ANEXO IV Gráficas de superficie respuesta para turbiedad y color residual	134
ANEXO V Resultados del análisis ANOVA de los datos experimentales	138
ANEXO VI Parámetros de validez estadística	150
ANEXO VII Resultados de optimización de los factores y sus respuestas	153

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.	
Figura 2.1	Diagrama del tren de tratamiento de la PPLB	9
Figura 3.1	Deposición de especies de hidróxido metálico en partículas de carga opuesta, mostrando la neutralización de la carga y la reinversión de la carga	37
Figura 3.2	Diagrama esquemático que muestra la interacción de las especies de aluminio con las partículas cargadas negativamente inicialmente en el agua. Las partículas en el lado derecho son en un inicio estables y después desestabilizadas por la neutralización de la carga. Con dosis altas de coagulante comienzan a reestabilizarse por inversión de la carga y se incorporan dentro de los flóculos de hidróxidos precipitados (floculación por barrido)	39
Figura 3.3	Diagrama de solubilidad teórica para alúmina en agua desionizada	41
Figura 3.4	Cadena de polímero en una configuración de espiral al azar. Se muestra la distancia "r" extremo-extremo	46
Figura 3.5	Estructuras de polielectrolitos catiónicos: cloruro de polidialildimetilamonio (poliDADMAC), polímeros de epiclorhidrina y dimetilamina (ECH/DMA), poliacrilamida catiónica (PAMC), Quitosan y poliacrilamida aniónica (PAMA)	47
Figura 3.6	Diagrama esquemático de un proceso de potabilización con FAD (arriba). Tanque del proceso FAD, mostrando las zonas de contacto y separación (abajo)	53
Figura 3.7	Diagrama de selección del proceso de tratamiento en función de los valores promedio de clorofila-a y turbiedad en el agua cruda	57
Figura 3.8	Diagrama de selección del proceso de tratamiento para el valor promedio de la calidad del agua cruda	58
Figura 4.1	Vista aérea de la zona donde se realizó el muestreo en la PVB, las flechas rojas indican los puntos donde se tomaron las muestras. Imagen cortesía de Google-earth®	65
Figura 4.2	Representación esquemática del diseño experimental de tipo central compuesto.	69
Figura 4.3	Equipo de pruebas de coagulación-floculación con flotación con aire disuelto	77
Figura 4.4	Diagrama del equipo de flotación con aire disuelto	77
Figura 5.1	Valores residuales de los parámetros medidos en el efluente del tren de tratamiento aplicado para las cuatro combinaciones de reactivos evaluados.	91
Figura 5.2	Superficies de respuesta para clorofila-a residual como función de la dosis de coagulante y oxidante con tres valores de clorofila-a inicial y tiempo de flotación fijo de las combinaciones Preoxidante 1-Coagulante/Floculante 1 y Preoxidante 1-Coagulante/Floculante 2	92
Figura 5.3	Superficies de respuesta para clorofila-a residual como función de la dosis de coagulante y oxidante con tres valores de clorofila-a inicial y tiempo de flotación fijo de las combinaciones Preoxidante 2-Coagulante/Floculante 1 y Preoxidante 2-Coagulante/Floculante 2	93
Figura 5.4	Valores residuales de turbiedad, color aparente y clorofila-a con dosis óptimas de pre-oxidante y coagulante, para coagulante 1 y los dos pre-oxidantes evaluados.	102

Figura 5.5	Valores residuales de turbiedad, color aparente y clorofila-a con dosis óptimas de pre-oxidante y coagulante, para coagulante 2 y los dos pre-oxidantes evaluados	103
Figura 5.6	Valores de sólidos en lodo generados para todas las combinaciones de pre-oxidante-coagulante evaluados	104

ÍNDICE DE TABLAS

		Pág.
Tabla 3.1	Eventos asociados a la presencia de algas en plantas de tratamiento de agua potable en EE.UU.	16
Tabla 3.2	Problemas asociados al florecimiento de algas y su relativo impacto en plantas de tratamiento de EE. UU.	17
Tabla 3.3	Resumen de técnicas de tratamiento exitosas aplicadas en plantas de tratamiento en EE.UU.	18
Tabla 3.4	Eficacia biocida, estabilidad y efecto del pH de oxidantes aplicados en el tratamiento de agua	24
Tabla 3.5	Cuadro comparativo de las características del cloro y dióxido de cloro utilizados como pre-oxidantes de agua	25
Tabla 3.6	Comparación del uso del dióxido de cloro como desinfectante secundario en EE.UU.	29
Tabla 3.7	Concentraciones residuales máximas de desinfectantes en agua potable	29
Tabla 3.8	Comparación de costos de operación y mantenimiento de algunos desinfectantes 2005-2009	30
Tabla 3.9	Comparación de costos de capital de algunos desinfectantes	30
Tabla 3.10	Dosis y observaciones mostradas en la pre-oxidación de algunas suspensiones de algas	32
Tabla 3.11	Remoción de algas mediante coagulación-floculación con sulfato de aluminio	43
Tabla 3.12	Uso del sulfato de aluminio como coagulante en Plantas Potabilizadoras	44
Tabla 3.13	Características, intervalo de dosis y usos de polímeros orgánicos	45
Tabla 3.14	Condiciones de tratamiento y eficiencia en la remoción de algas mediante coagulación-floculación y sedimentación	50
Tabla 3.15	Condiciones de tratamiento y eficiencia en la remoción de algas mediante coagulación-floculación y sedimentación (continuación)	51
Tabla 3.16	Condiciones de tratamiento y eficiencia en la remoción de algas por coagulación-floculación y (FAD)	62
Tabla 4.1	Características de los pre-oxidantes comerciales utilizados para preparar las soluciones a dosificar en las pruebas de tratamiento	67
Tabla 4.2	Combinaciones de coagulante-floculante a evaluar en las pruebas a nivel laboratorio	68
Tabla 4.3	Resumen de valores reportados para los factores de los procesos de coagulación-floculación con sedimentación y FAD	71
Tabla 4.4	Valores codificados y reales de los niveles para los cuatro factores evaluados	73
Tabla 4.5	Matriz de valores codificados y reales de los niveles de los factores a evaluar para la combinación Pre-ox1-Coag1/Floc1	74

Tabla 4.6	Parámetros estadísticos para la validación de los modelos matemáticos desarrollados	78
Tabla 4.7	Tiempos y velocidades de agitación en las etapas del tren de tratamiento para la realización de las pruebas de jarras	80
Tabla 4.8	Técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros fisicoquímicos evaluados en el estudio	81
Tabla 5.1	Concentración de clorofila-a de las muestras colectadas durante los muestreos realizados en la PVB	82
Tabla 5.2	Caracterización del agua cruda proveniente de la PVB	83
Tabla 5.3	Caracterización del agua cruda para los cinco niveles preparados de clorofila-a del agua utilizada en las pruebas de tratamiento	85
Tabla 5.4	Resultados obtenidos en laboratorio para la combinación Pre-ox1-Coag1/Floc1	86
Tabla 5.5	Resultados obtenidos en laboratorio para la combinación Pre-ox1-Coag2/Floc2	87
Tabla 5.6	Reporte del análisis de varianza (ANOVA) para la variable respuesta clorofila-a utilizando la combinación Pre-oxidante 1-Coagulante/Floculante 1	95
Tabla 5.7	Coefficientes de los modelos desarrollados mediante el análisis de regresión estadística para cada variable respuesta de las cuatro combinaciones de reactivos químicos evaluados	96
Tabla 5.8	Valores de parámetros de validez estadística para los modelos matemáticos, desarrollados mediante el análisis de varianza, de las variables respuesta evaluadas para los pre-oxidantes-coagulantes-floculantes evaluados	97
Tabla 5.9	Límites permisibles para las respuestas evaluadas en la experimentación, (NOM-127-SSA1-1994), (OWRB, 2005)	98
Tabla 5.10	Valores de dosis óptimas (mínima y máxima) de pre-oxidante, coagulante y floculante	105
Tabla 5.11	Costo comercial y de sustancia activa para los coagulantes y floculantes utilizados	105
Tabla 5.12	Costos mínimos y máximos de cada reactivo aplicado en el tren de tratamiento	106
Tabla 5.13	Costo de aplicación de reactivos en USD/m ³ , para las combinaciones aplicadas en el tren de tratamiento	107

LISTA DE ABREVIATURAS

Al³⁺	Ión aluminio (III)
Al₂O₃	Óxido de aluminio
ANOVA	Análisis de varianza (<i>Analysis of variance</i>)
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ASCE	<i>American Society of Civil Engineers</i>
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
CaCO₃	Carbonato de calcio
CAG	Carbón activado granular
CAP	Carbón activado en polvo
CF	Cloruro férrico
C-F-SED	Proceso de coagulación-floculación y sedimentación
C-F-FAD	Proceso de coagulación-floculación y flotación con aire disuelto
Cl₂	Cloro
ClO₂	Dióxido de cloro
ClO₂⁻	Ión clorito
ClO₃⁻	Ión clorato
CNA	Comisión Nacional del Agua (ahora CONAGUA)
COD	Carbono orgánico disuelto
COT	Carbono orgánico total
DBP's	Productos de la desinfección (<i>Disinfection byproducts</i>)
DC	Densidad de carga
DCC	Diseño de tipo central compuesto
EE.UU.	Estados Unidos
FAD	Flotación por aire disuelto

Fe³⁺	Ión hierro (III)
FeCl₃	Cloruro férrico
HCl	Ácido clorhídrico
H₂O₂	Peróxido de hidrógeno
H₂SO₄	Ácido sulfúrico
K	Número de factores o variables
K₂FeO₄	Ferrato de potasio
MnO₃	Trióxido de manganeso
MnCl₂	Cloruro de manganeso
MOE	Material orgánico extracelular
MON	Materia orgánica natural
MXN	Pesos mexicanos
NaCl	Cloruro de sodio
NaClO₂	Clorito de sodio
NaClO₃	Clorato de sodio
NaOCl	Hipoclorito de sodio
NaNO₃	Nitrato de sodio
Na₂SO₄	Sulfato de sodio
nc	Número de réplicas en el punto central
NSF	<i>National Sanitation Foundation</i>
N_T	Número total de pruebas
O₃	Ozono
OMS	Organización Mundial de la Salud
OWRB	Oklahoma Water Resource Board
PAC	Cloruro de polialuminio
PAHCS	Polihidroxiclорuro silicato de aluminio

PCB's	Policlorobifenilos
PM	Peso molecular
PolIDADMAC	Cloruro de polidialilmetilamonio
PPLB	Planta potabilizadora Los Berros
PVB	Presa Valle de Bravo
SF	Sulfato férrico
SPF	Sulfato poliférrico
THM	Trihalometanos
TRAC	Tanque de recepción de aguas crudas
UFC	Unidades formadoras de colonias
USD	Dólares americanos
UNT	Unidades nefelométricas de turbiedad
U Pt-Co	Unidades de color escala platino-cobalto
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
WEF	<i>Water Environmental Federation</i>

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue determinar la factibilidad del acoplamiento de los procesos pre-oxidación-coagulación-floculación a la flotación con aire disuelto como proceso de clarificación a nivel laboratorio, para la remoción de algas, color y turbiedad presentes en agua de presas.

La Planta Potabilizadora “Los Berros” (PPLB), la cual forma parte del Sistema Cutzamala, ha presentado históricamente la presencia de algas en las principales presas de abastecimiento causando problemas operacionales en la PPLB y en la calidad del agua tratada (Capítulo 2). Los resultados obtenidos en un estudio previo a nivel laboratorio, sugirieron que el uso de un polímero orgánico como coagulante, presentó un desempeño más aceptable, en términos de menor dosis y costo respecto al sulfato de aluminio, para la remoción de turbiedad y color en un proceso de tratamiento convencional. Sin embargo, su desempeño no fue suficientemente aceptable para la remoción de algas verde-azules o cianobacterias mediante sedimentación, haciendo necesario evaluar otro proceso de clarificación además de una etapa de pre-oxidación.

Las algas son removidas típicamente por pre-oxidación-coagulación-floculación, además de clarificación por medio de flotación con aire disuelto (FAD) o sedimentación, seguida por filtración en medio granular. El uso del dióxido de cloro en la etapa de pre-oxidación, la coagulación con sustancias poliméricas de tipo orgánico y la flotación con aire disuelto, como proceso de clarificación, presentan algunas ventajas respecto a los procesos convencionales para la remoción de algas, las cuales se describen en el Capítulo 3.

La metodología realizada se presenta en el Capítulo 4, donde se describen las etapas realizadas para llevar a cabo la experimentación y el análisis de los resultados. El agua proveniente del muestreo fue caracterizada y mezclada en las proporciones adecuadas para llegar a cinco niveles seleccionados de clorofila-a inicial, con base en el análisis de los datos históricos del agua tratada en la PPLB de los últimos cinco años. Posteriormente se realizaron pruebas de pre-oxidación-coagulación-floculación-FAD, con base en un diseño de experimentos de tipo central compuesto, utilizando cuatro combinaciones de pre-oxidante-coagulante/floculante. Se utilizaron dos sustancias oxidantes: cloro y dióxido de cloro, en combinación con dos tipos de coagulantes: polimérico orgánico catiónico (Clorhidrato de aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio) y otro inorgánico catiónico (sulfato de aluminio), cada uno con floculantes poliméricos catiónicos. Se realizó el análisis estadístico de los resultados para determinar la validez de los datos y establecer los factores con influencia significativa en los procesos evaluados. Se desarrollaron los modelos matemáticos, los cuales después de determinar su aceptabilidad estadística, se utilizaron para estimar los valores óptimos de los factores evaluados que permitieran obtener una mejor calidad en los parámetros medidos después del tratamiento (clorofila-a, color y turbiedad residuales).

Los resultados obtenidos en el muestreo, así como en las pruebas de tratamiento realizadas se presentan y analizan en el Capítulo 5. El análisis estadístico permitió identificar los factores que tienen una influencia significativa sobre las variables respuesta, por medio del análisis de varianza ANOVA con un nivel de confianza del 95%. En el caso de la turbiedad y

el color residual, la dosis de coagulante fue un factor significativo, para la clorofila-*a* residual, la dosis de coagulante, pre-oxidante y la clorofila-*a* inicial fueron factores significativos. Por otra parte, todos los modelos desarrollados fueron aceptables de acuerdo a tres parámetros de validez estadística: *valor p del modelo*, *falta de ajuste* y *precisión adecuada*. La estimación de los valores óptimos de los factores para cada combinación de reactivos demostró que el uso de la combinación pre-ox1-coag1/floc1 (Hipoclorito de sodio-Clorhidrato de aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio/Poliamina cuaternaria) proporcionó los mejores resultados para valores residuales de clorofila-*a* (< 0.1 µg/L), turbiedad (<0.3 UNT) y color (<4 U Pt-Co).

La conclusión general de este trabajo es que el acoplamiento de los procesos de pre oxidación-coagulación-floculación con el de flotación por aire disuelto es factible para la remoción de algas, color y turbiedad presentes en un agua de presas, donde de manera específica, la combinación de pre-oxidante 1-coagulante 1/floculante 1 (Hipoclorito de sodio-Cloruro de polidialildimetilamonio/Poliamina cuaternaria) fue la que proporciona una mejor calidad del agua.

Palabras clave: Tratamiento de agua potable, flotación con aire disuelto, procesos de clarificación, remoción de algas, preoxidación, coagulación, floculación

ABSTRACT

The aim of this study was to determine the feasibility of coupling the processes of pre-oxidation-coagulation-flocculation to dissolved air flotation such as clarification process at laboratory scale, to remove algae, color and turbidity present in water reservoirs.

The water treatment plant "Los Berros" (PPLB), which is part of the Cutzamala System, has had historically the presence of algae in the main supply dams, causing operational problems in the PPLB and treated water quality (Chapter 2). The results obtained from an previous study at laboratory, suggested that the use of an organic polymer as a coagulant, presented more acceptable performance in terms of lower doses and lower cost compared to aluminum sulfate, to remove turbidity and color in a conventional treatment process. However, his performance was not acceptable enough to remove blue-green algae or cyanobacteria by sedimentation, making it necessary to evaluate other process of clarification as well as a pre-oxidation stage.

Algae are typically removed by pre-oxidation-coagulation-flocculation, and a clarification stage through dissolved air flotation (DAF) or sedimentation, followed by filtration in granular media. The use of chlorine dioxide in the pre-oxidation stage, coagulation with polymeric substances of organic type and dissolved air flotation, as a process of clarification, they present some advantages over conventional processes for the removal of algae, which are described in Chapter 3.

The methodology are presented in Chapter 4, which describes the steps performed to carry out the experiment and analysis of results. The water from the sampling was characterized and mixed in appropriate proportions to reach five levels selected for initial value of chlorophyll-a, based on analysis of historical data of treated water in the PPLB for the last five years. Subsequently tests of pre-oxidation-coagulation-flocculation-DAF were performed, based on an experimental design of central composite type, using four combinations of pre-oxidant-coagulant/flocculant. Were used two oxidizing substances: chlorine and chlorine dioxide in combination with two types of coagulants: cationic organic polymer (alum hydrochloride-poly diallyldimethylammonium chloride) and other cationic inorganic substance (aluminum sulfate), each with an cationic polymeric flocculant. Statistical analysis of the results was performed to determine the validity of the data and establish the factors with significant influence on the processes evaluated. Mathematical models were developed, which then determine their acceptability statistics were used to estimate the optimal values of the evaluated factors that could deliver a better quality in the measured parameters after treatment (chlorophyll-a, color and turbidity residuals).

The results obtained in sampling as well as treatment trials are presented and analyzed in Chapter 5. Statistical analysis identified the factors that have a significant influence on the response variables, through the variance analysis ANOVA with a confidence level of 95%. In the case of residual turbidity and color, the dose of coagulant was a significant factor and for chlorophyll-a residual, the coagulant and pre-oxidant dose besides initial chlorophyll-a, were significant factors.

Moreover, all models developed were acceptable according to three parameters of statistical validity: the p value of the model, lack of fit and adequate precision. Estimating optimum values of the factors for each reagent combination showed that the use of the combination pre-ox1-coag1/floc1 (sodium hypochlorite-alum hydrochloride-poly diallyldimethylammonium chloride/quaternary polyamine) provided the best results for residual values of chlorophyll-a (< 0.1 µg/L), turbidity (<0.3 UNT) and color (<4 U Pt-Co).

General conclusion of this work is that the coupling of pre-oxidation-coagulation-flocculation processes with dissolved air flotation is feasible for the removal of algae, color and turbidity present in water reservoirs, where specifically, the combination of pre-oxidant 1-coagulant/flocculant 1 (sodium hypochlorite-alum hydrochloride-poly diallyldimethylammonium chloride/quaternary polyamine) was providing an improved water quality.

Keywords: Drinking water treatment, dissolved air flotation, clarification processes, algae removal, preoxidation, coagulation, flocculation

INTRODUCCIÓN

Las aguas de tipo superficial (ríos presas y lagos) son fuentes importantes de abastecimiento de agua para su potabilización. Los lagos y presas a causa del poco movimiento del agua, entre otras causas, pueden tener una alta actividad biológica (algas), la cual puede afectar desfavorablemente la calidad del agua (Xagorarakí, *et al.*, 2008).

En la planta potabilizadora Los Berros (PPLB), perteneciente al sistema Cutzamala, se han presentado problemas asociados al florecimiento de algas en época de estiaje, principalmente al finalizar la primavera e inicio del verano (mayo-junio) de los últimos 10 años.

Condiciones como una alta concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno), ausencia de viento, temperaturas templadas, intensidad de luz solar alta y baja precipitación, favorecen el crecimiento excesivo de las algas incrementando así la presencia de compuestos que proporcionan sabor y olor al agua, además de la producción de toxinas (Fang *et al.*, 2010).

En la actualidad los procesos de tratamiento usados para la remoción de algas en el agua corresponden básicamente a una pre-oxidación previa a la coagulación-floculación, y un proceso de clarificación como lo es la flotación con aire disuelto (FAD) (Shen *et al.*, 2011). En reportes publicados a nivel internacional se demuestra que el tren convencional (coagulación-floculación-sedimentación y filtración) con sulfato de aluminio, no remueve eficientemente algas, pero en otros estudios se concluye que el acoplamiento de esos dos primeros procesos con el de flotación con aire disuelto, removió eficazmente algas y sus metabolitos (Macfarlane, *et al.*, 2009). Sin embargo, los datos respecto al uso de otros coagulantes diferentes al sulfato de aluminio son limitados.

La FAD se le considera un mejor proceso de separación de partículas que la sedimentación en el tratamiento de agua con presencia de algas, lo anterior debido a la baja densidad que presentan las algas y la efectividad de la FAD para la separación de este tipo de partículas.

Debido a lo mencionado anteriormente se propone una etapa de pre-oxidación, el uso de un coagulante alternativo al sulfato de aluminio y el acoplamiento de la flotación con aire disuelto en un proceso convencional de tratamiento de agua potable, a nivel laboratorio, para la remoción de algas, color y turbiedad presentes en fuentes superficiales.

1. OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la factibilidad del acoplamiento de los procesos de pre oxidación-coagulación-floculación con el de flotación por aire disuelto (FAD), a nivel de pruebas en laboratorio, para la remoción de algas, color y turbiedad presentes en agua de presas.

1.1 Objetivos Particulares

1. Determinar la influencia del tipo de preoxidante sobre la eficiencia de remoción de algas (en términos de concentración de clorofila-*a*), color y turbiedad en los procesos de preoxidación-coagulación-floculación-FAD.
2. Identificar, para cuatro grupos de preoxidante-coagulante-floculante los factores de influencia significativa sobre los procesos evaluados, mediante un análisis estadístico de los resultados de pruebas realizadas con base en un diseño experimental.
3. Estimar los valores óptimos de los factores significativos de los procesos evaluados, mediante una metodología de superficie de respuesta, para la remoción de clorofila-*a*, de color y de turbiedad.
4. Estimar el costo de aplicación de reactivos por m³ de agua tratada, a nivel de laboratorio, de los procesos integrantes del tren de tratamiento del agua para los cuatro grupos de reactivos evaluados.
5. Seleccionar la mejor combinación de reactivos evaluados, con base en el análisis de los resultados obtenidos en este estudio.

1.2 Alcances

- En las pruebas de tratamiento se utilizaron mezclas del influente de la planta potabilizadora Los Berros y el agua cruda de la presa Valle de Bravo.
- Los grupos de reactivos de coagulación-floculación sometidos a evaluación son Clorhidrato de Aluminio-PoliDADMAC (cloruro de polidialildimetilamonio) con poliamina cuaternaria y Sulfato de aluminio con PoliDADMAC.
- Las pruebas de tratamiento se realizaron a nivel laboratorio en un sistema de prueba de jarras equipado con el proceso de flotación con aire disuelto.
- La estimación de costos de tratamiento se realizó con base en el costo de dosificación de reactivos debido a que los costos complementarios son similares para todas las combinaciones evaluadas de los grupos de preoxidante-coagulante-floculante.

2. ANTECEDENTES

2.1 El sistema Cutzamala

El Sistema Cutzamala provee al Valle de México de aproximadamente la cuarta parte del caudal que se consume en esta región ($16 \text{ m}^3/\text{s}$ de un consumo total de $64 \text{ m}^3/\text{s}$). La composición del sistema es la siguiente: 7 presas, 6 macro-plantas de bombeo que en conjunto vencen un desnivel que supera los 1,100 metros, 72.5 km de canales abiertos, 43.9 km de túneles, 218 km de acueductos y la Planta Potabilizadora “Los Berros”.

2.1.1 Planta Potabilizadora “Los Berros”

La Planta Potabilizadora “Los Berros” (PPLB), está localizada en el municipio de San José de Villa de Allende, Estado de México. El municipio tiene una extensión de 368.21 km^2 y sus límites son al norte el municipio Villa Victoria, al sur el municipio de Donato Guerra, al este los municipios de Villa Victoria, Tlalmanalco de Becerra y al oeste el municipio de Donato Guerra y el Estado de Michoacán. Las coordenadas geográficas de la Planta son: $19^\circ 23'$ de latitud norte y $100^\circ 04'$ de longitud oeste, con una altitud aproximada de 2540 msnm. Las fuentes de agua que abastecen el sistema son la presa Tuxpan y El Bosque, localizadas en el Estado de Michoacán, así como las presas Ixtapan del Oro, Colorines, Chilesdo, Villa Victoria y Valle de Bravo, ubicadas en el Estado de México. La PPLB fue diseñada para tratar un caudal de $24 \text{ m}^3/\text{s}$, mediante seis módulos de potabilización con una capacidad cada uno de $4 \text{ m}^3/\text{s}$. Actualmente se encuentran construidos cinco módulos idénticos, denominados como “B”, “C”, “D”, “E” y “F”, cada uno con cuatro secciones. Cada uno de los módulos está constituido por un canal Parshall (tanque de coagulación), cuatro tanques de floculación cuatro tanques de sedimentación y ocho filtros. Se utilizan cuatro módulos en operación normal y el quinto módulo se tiene siempre para mantenimiento.

El proceso inicia con la recepción del agua cruda en un tanque de homogeneización denominado TRAC (Tanque de Recepción de Aguas Crudas), que es común para todos los módulos. Posteriormente, el caudal del agua cruda homogeneizada es dividido en cinco partes y se conduce hacia la caja de distribución de los canales Parshall. En cada uno de los cinco canales existen medidores en línea de turbiedad, pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, cloro residual, aluminio, hierro, manganeso, que verifican la operación

correcta de la PPLB. En el canal Parshall comienza el tratamiento fisicoquímico con una precloración (pre-oxidación). Inmediatamente después se adiciona el sulfato de aluminio líquido como coagulante, la mezcla rápida o coagulación se efectúa en el canal Parshall aprovechando el salto hidráulico de este tanque. Posteriormente, el agua se transporta por gravedad a través de una tubería a un tanque de mezcla lenta con mamparas, donde el proceso de floculación se lleva a cabo. Después de su paso por el tanque de floculación, el agua pasa al tanque de sedimentación. El tanque de sedimentación es de alta tasa, y cuenta con un sistema de recolección de lodos tipo sifón. El agua sedimentada pasa a un sistema de filtración rápida en arena para posteriormente ser almacenada y bombeada a la red de distribución. En el efluente existe un último monitoreo en línea de los parámetros medidos a la entrada del tren de tratamiento. El sistema de recolección de sedimentos, en su gran mayoría lodos, realiza un recorrido a todo lo largo del sedimentador, en ambos sentidos.

Los lodos provenientes de todos los módulos son enviados a dos espesadores para disminuir el porcentaje de humedad hasta aproximadamente 95%. Antes de que estos lodos lleguen a los espesadores, se les adiciona un polielectrolito dosificado en la tubería que los conduce. La Figura 2.1 muestra el tren de tratamiento de la PPLB.

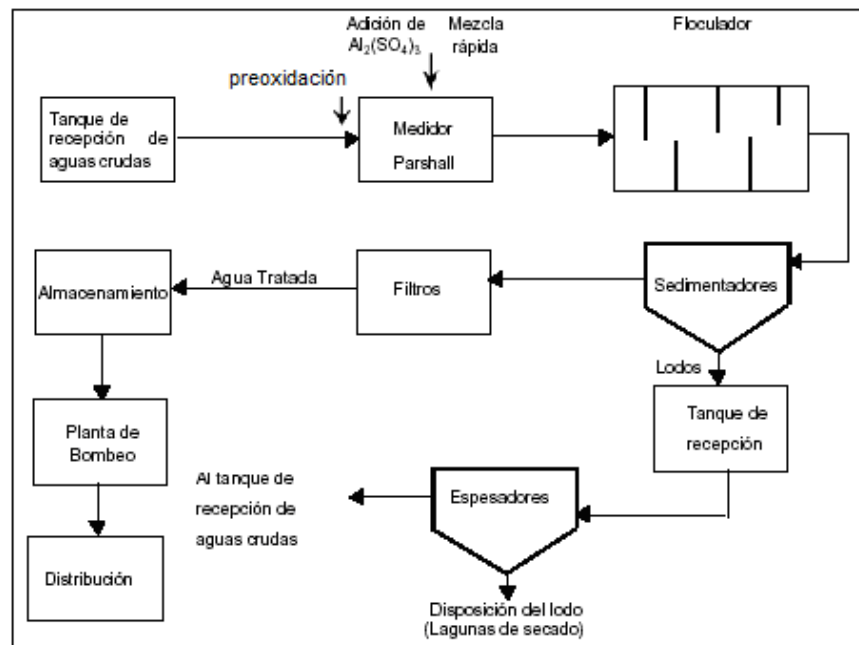


Figura 2.1 Diagrama del tren de tratamiento de la PPLB

2.2 Presencia y contaminación por algas en las principales fuentes de abastecimiento de agua de la PPLB

Existen estudios limnológicos realizados por la CONAGUA (antes CNA) de 1990 a 2005 en las presas Valle de Bravo y Villa Victoria, particularmente relacionados con parámetros indicadores del desarrollo de algas (cianobacterias), en los que se concluye que en 1998 se presentó el principal florecimiento de cianobacterias, demandando acciones en la cuenca por parte de esta institución para que los florecimientos disminuyeran de intensidad y duración. Sin embargo, el problema todavía persiste, y el tren de tratamiento instalado en la PPLB, que es alimentado con agua de dichas presas, conteniendo concentraciones de clorofila-*a* altas (80 µg/L), no es eficiente para remover el contenido de algas.

A continuación se presenta información más detallada de los estudios limnológicos realizados en esas dos presas: En 1990 las concentraciones promedio de fósforo y nitrógeno fueron de 0.051 mg/L y 0.612 mg/L respectivamente, por lo que se clasificó a la presa Valle de Bravo como un cuerpo de agua de tipo mesotrófico. Para 1992 la concentración promedio anual fue de 0.063 mg/L y 0.65 mg/L respectivamente para esos contaminantes, por lo que se le clasificó también como un cuerpo de agua de tipo mesotrófico, condición que se mantuvo durante 8 meses. En los meses restantes del año (principalmente en verano) la presa se clasificó como eutrófica. Las especies de plancton en orden de abundancia fueron: *Microcystis pulverea*, *Fragilaria crotonensis*, *Cosmarium contractum*, *Staurastrum anatinum*, *Chroococcus sp.*, *Anabaena sp.* y *Gomphosphaeria sp.* (CNA, 1998). Para 1999, la presa Valle de Bravo se clasificó como hipertrófica, en ese año se presentaron 2 florecimientos (blooms) importantes; el primero duró 7 meses principalmente en verano, donde el grupo de las cianofitas representadas por *Anabaena spiroides* (productora de toxinas), fue la más abundante. El segundo florecimiento de importancia se presentó en el mes de septiembre (CNA, 1998).

En el año 2002 se realizaron 3 muestreos de julio a octubre en las presas Valle de Bravo, Villa Victoria y El Bosque. En este estudio se determinó que la presa El Bosque presentaba un mayor estado de eutrofización con respecto al de las presas Valle de Bravo y Villa Victoria. Se concluyó que las acciones que se llevaron a cabo en la cuenca, ayudaron a disminuir la contaminación difusa. Sin embargo, los 3 cuerpos de agua mantuvieron condiciones eutróficas (CNA, 2002).

En 2005, el agua de las presas Valle de Bravo, Villa Victoria y El Bosque, cumplieron parcialmente con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para ser consideradas como fuentes de abastecimiento de agua potable. Los parámetros que sobrepasaron dichos criterios fueron: turbiedad, color, grasas y aceites, nitritos, ortofosfatos, aluminio, coliformes fecales, nitrógeno amoniacal y fosfatos (CNA, 2005). Ramírez *et al.* (2005), concluyó que la concentración en el efluente de ninguno de los tres metabolitos tóxicos de cianobacterias (anatoxina-a, cilindrospermopsina, microcistina), monitoreados en la PPLB superaron los estándares internacionales para agua potable.

2.3 Estudio de pruebas de coagulación-floculación en laboratorio para la remoción de algas

En un estudio realizado por Ramírez *et al.* (2008), se evaluaron pruebas de coagulación-floculación-sedimentación con el fin de optimizar los valores de dosis de reactivos para remover clorofila-a, color, y turbiedad del agua de la PPLB en época de estiaje. Los factores o variables evaluadas fueron: concentración inicial de clorofila-a y dosis de coagulante y floculante.

El intervalo de valores de clorofila-a se seleccionó con base en un análisis estadístico de los datos históricos de calidad de agua de las presas que abastecen la planta potabilizadora. Los valores de clorofila-a seleccionados, para la realización de las pruebas de jarras, fueron como nivel mínimo un valor de 10 µg/L y un máximo de 80 µg/L. Los intervalos de valores de dosis de reactivos se seleccionaron con base en las recomendaciones propuestas por los proveedores y fabricantes de los reactivos y con base en la información publicada en reportes técnicos realizados sobre remoción de algas por coagulación-floculación con seis coagulantes y floculantes seleccionados en dicho estudio. Estas pruebas fueron realizadas siguiendo un diseño de pruebas de tipo estadístico.

En las pruebas de coagulación-floculación para remover algas se utilizaron 6 combinaciones de coagulante y floculante, incluyendo la utilización del sulfato de aluminio estándar y el sulfato de aluminio libre de hierro, con la finalidad de tomar como base de comparación estos dos reactivos. Éstas fueron seleccionadas con base en la aplicación de una matriz técnico-económica para pruebas de remoción en época de lluvias realizadas en el mismo estudio.

Los resultados referentes a la abundancia de fitoplancton describen que el género más abundante en el agua de influente a la PPLB fue el de las cianofitas o cianobacterias. Por una parte, la especie *Microcystis aeruginosa* perteneciente al género de las cianofitas, fue la que presentó mayor abundancia entre las muestras analizadas. Este tipo de alga posee una forma esférica capaz de formar “colonias” lo cual dificulta el proceso de coagulación. Esto es un problema porque la cianobacteria colonial *Microcystis aeruginosa* es una de las especies más peligrosas debido a que produce la más potente toxina algal (microcistina L-R). Por otra parte, la especie *Lyngbya sp.*, identificada también, posee una forma filamentosa, lo que impide que se lleve a cabo una efectiva remoción debido a que se necesitan altas dosis de coagulante (Bernhardt y Clasen, 1991).

Los resultados obtenidos respecto a la remoción de clorofila-a, sugirieron que las combinación de un polímero orgánico como coagulante y otro como floculante (Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio/Poliamina cuaternaria), funcionaron adecuadamente a nivel bajo de clorofila-a inicial (10 µg/L) pero no así a nivel medio y alto (45 y 80 µg/L), donde la concentración residual alcanzó valores por encima de 10 µg/L. La combinación de sulfato de aluminio-polímero orgánico (sulfato de aluminio libre de hierro-C595), logró disminuir el contenido de clorofila-a (para los tres niveles iniciales de clorofila-a) a valores aceptables (<3 µg/L). Por otra parte, estos reactivos fueron los que mejor se desempeñaron para la remoción de turbiedad (a concentración alta de clorofila-a inicial). En general, los resultados sugirieron que los polímeros orgánicos de tipo catiónico, además de las sales inorgánicas de aluminio, remueven mejor la turbiedad.

El estudio anterior sirvió como base para la selección de las parejas de coagulante-floculante a evaluar en este trabajo.

3. MARCO TEÓRICO

3.1 Contaminantes naturales en el agua

Las impurezas presentes en las fuentes de agua pueden estar en la forma de materia orgánica natural (MON), disuelta o coloidal, como las sales disueltas y materia suspendida como arcillas, silicatos, microorganismos o algas. Algunos de los compuestos naturales encontrados comúnmente que contienen materia orgánica son, en orden decreciente de tamaño: zooplancton, fitoplancton, bacterias, virus, complejos arcillosos con ácidos húmicos, proteínas, polisacáridos, ácidos fúlvicos y especies muy pequeñas como ácidos grasos, carbohidratos, aminoácidos y carbohidratos. Estos son formados por la degradación biológica de sustancias orgánicas, e incluyen compuestos altamente coloreados. Las sales inorgánicas de origen natural están también presentes en algún grado (Bolto y Gregory, 2007).

Los compuestos orgánicos disueltos, definidos como aquellos que pasan a través de una membrana de 0.45 μm de tamaño de poro (inclusive se utiliza un tamaño de poro de 0.22 μm , si existe un nivel alto de partículas coloidales), cuando son medidos como carbono orgánico disuelto (COD), tiene niveles en un intervalo de 0.1-115 mg/L, siendo 5.75 mg/L reportado como un valor promedio global para las corrientes de agua natural, otras fuentes reportan valores entre 2 y 10 mg/L de carbono orgánico disuelto. (Boggs et al., 1985; Mallevialle, J., 1996). La presencia de COD causa problemas en tratamiento de agua por varias razones. Aparte de los problemas antiestéticos de color, olor y sabor, su presencia puede ser peligrosa para la salud por la potencial formación de compuestos organoclorados que son carcinógenos, cuando el agua se somete a desinfección con cloro con la formación de subproductos (DBP's por sus siglas en inglés).

Las sustancias húmicas son materia problemática que tienen propiedades completamente variadas, en términos de acides (pK_a 3-5), pesos moleculares (varios cientos a decenas de miles) y estructura molecular (mayormente ácidos fenólicos y carboxílicos, además de alcoholes, quinonas, éteres, esteres y grupos cetona). Estas se comportan como coloides cargados negativamente o polielectrolitos aniónicos en valores naturales de pH y tienen propiedades activas en su superficie, pero pueden interactuar, vía sus regiones hidrofóbicas aromáticas y alifáticas, con contaminantes no polares tales como los plaguicidas y bifenilos policlorados. Las sustancias húmicas están a menudo presentes como complejos estables con metales.

Las algas han sido identificadas mundialmente como un riesgo importante para la salud en las fuentes de abastecimiento de agua, debido a su capacidad de producir toxinas, así como compuestos asociados a olor y sabor, como parte de su metabolismo secundario bajo condiciones particulares de crecimiento. Estas toxinas incluyen péptidos cíclicos hepatotóxicos, alcaloides neurotóxicos y dermato-toxinas; destacando las microcistinas hepatóxicas (en particular, la variante microcistina-LR) por ser las que frecuentemente se encuentran en fuentes de agua (Ribau y Joao, 2006).

Las toxinas pueden estar presentes dentro de las células de las algas, o ser liberadas al agua a causa de la ruptura celular, bajo ciertas condiciones de crecimiento y/o estrés por factores ambientales (Ribau y Joao, 2006). Una exposición moderada a las toxinas puede resultar en daño severo al hígado. También se han encontrado evidencias de que pueden llegar a ser promotores de tumores.

La presencia de MON afecta en gran medida el desempeño de la coagulación. Henderson *et al.*, (2006) investigaron las características superficiales y las propiedades del flóculo de tres sistemas comunes: MON, algas y arcillas, demostrando que las dificultades se presentan cuando la coagulación no es optimizada para la sustancia/partícula dominante. La densidad de carga y el área superficial específica fueron parámetros importantes con respecto a la demanda de coagulante para la neutralización de la carga de los tres sistemas. El material orgánico extracelular (MOE) afectó la demanda de coagulante en algas a tal grado que puede dificultar el proceso de coagulación. Los flóculos de algas fueron mucho más débiles y requirieron un periodo de floculación cinco veces mayor para alcanzar un tamaño de flóculo estabilizado comparado con los flóculos de MON y arcilla. A pesar de las similitudes entre algas y la MON en términos de contenido orgánico y demanda de coagulante, el hecho de que las algas son un sistema biológico dinámico crea numerosos problemas para los procesos de coagulación-floculación.

3.2 Problemas asociados a la presencia de algas

Las algas siempre han estado presentes en los cuerpos de agua utilizados como fuente de abastecimiento. Se considera como un problema usual, la presencia y proliferación de algas y sus endotoxinas que pueden causar afectaciones en equipos y ductos de distribución de una planta potabilizadora de agua, lo que se traduce en una

baja calidad del agua. Estas afectan el tratamiento y la calidad del agua potable debido a las siguientes situaciones (Knappe *et al.*, 2004):

- a) Obstruyen las rejillas a la entrada del tratamiento,
- b) Incrementan la dosis de coagulante,
- c) Acortan las corridas de filtración por obstrucción,
- d) Incrementan la demanda de agua para el retrolavado de los filtros,
- e) Aumentan la demanda de cloro y provocan la formación de subproductos de la desinfección,
- f) Aumentan los parámetros de color y turbiedad,
- f) Otorgan olores y sabores indeseables al agua,
- g) Producen toxinas y,
- h) Aumentan la probabilidad de un nuevo crecimiento microbiano en los sistemas de distribución de agua potable.

Se han reportado problemas asociados a florecimientos de cianobacterias (algas verde-azules) en los 5 continentes, aproximadamente en 36 países del mundo (OMS, 2004; Svrcek y Smith, 2004; Brient *et al.*, 2001)

En un estudio que se llevó a cabo en los Estados Unidos (Knappe *et al.*, 2004), se evaluaron plantas de tratamiento de agua potable que toman el agua de fuentes superficiales, revelando información acerca de la existencia de problemas causados por la presencia de algas. De un total de 126 plantas que reportaron problemas con la presencia de algas, en 69 plantas (55%) existió una correlación entre la presencia de algas con parámetros específicos de calidad del agua, eventos estacionales o cambios en el flujo que se suministra a la planta, lo cual se muestra en la Tabla 3.1. Esta tabla ilustra que los cambios en el valor de pH fueron asociados frecuentemente a la presencia de algas en las fuentes para potabilización de agua. De las plantas que observaron cambios en el pH durante el florecimiento de algas, 9 de ellas indicaron que las fluctuaciones diarias de pH ocurrieron durante los florecimientos y que el valor de pH subió 2 unidades pudiéndose medir diariamente. Otras 15 plantas indicaron que los incrementos y fluctuaciones del pH durante los florecimientos, afectaron negativamente la etapa de coagulación de las partículas y la materia orgánica disuelta. Los problemas de sabor y olor fueron también frecuentemente asociados con la presencia de algas en el agua cruda.

Por otra parte, la Tabla 3.2 muestra los problemas en el tratamiento y en la calidad del agua tratada que reportan las plantas evaluadas en dicho estudio. Los resultados se muestran en porcentajes, basados en un total de 126 plantas que reportaron problemas con algas. Además se reporta la severidad que presenta un problema dado en las plantas de tratamiento evaluadas. Por ejemplo, en la Tabla 3.2 se ilustra que el 90% de las 126 plantas han experimentado problemas de olor y sabor relacionado a la presencia de algas. De ese 90%, el 50% relata el problema de olor y sabor como severo, 47% como moderado y 3% afirma no tener impacto. Como lo muestran los porcentajes en la tabla no todas las plantas respondieron al estudio. Además, algunas plantas que identificaron problemas asociados a las algas no opinaron sobre su impacto (Knappe *et al.*, 2004).

Tabla 3.1. Eventos asociados a la presencia de algas en plantas de tratamiento de agua potable en EE.UU.

Evento	Número de plantas	Evento	Número de plantas
Valor de pH (incremento o fluctuaciones diarias)	41	Incremento en la concentración de manganeso	5
Problemas de olor y sabor	33	Incremento de partículas en el agua de filtrado	4
Fluctuaciones en la concentración de oxígeno disuelto	15	Corrientes de agua de lluvia	3
Incremento y fluctuaciones en la turbiedad en agua sedimentada y filtrada	8	Incremento de alcalinidad	3
Cambios en la temperatura	8	Problemas de color	3
Cambios en el nivel de nutrientes (disminución durante el florecimiento)	6	Disminución en la tasa de flujo de la fuente de agua	2
Incremento en la demanda de cloro	6	Incremento en la concentración de hierro	1
Incremento en la formación de THM	5	Presencia de compuestos UV ₂₅₄	1
Incremento en la concentración de COT	5	Problemas en la coagulación por incremento de COD	1

Tabla 3.2 **Problemas asociados al florecimiento de algas y su relativo impacto en plantas de tratamiento de EE. UU.**

Problema	Si (%)	No (%)	Desconocido (%)	Impacto severo (%)	Impacto moderado (%)	Sin impacto (%)
Olor y sabor	90	3	2	50	47	3
Taponamiento de filtro	48	32	14	23	62	13
Demanda de coagulante	36	33	24	31	62	7
Demanda de cloro	50	22	21	13	79	5
Formación de THM	17	29	44	23	73	0
Toxinas de algas	6	25	54	14	43	43

Los datos muestran que los problemas más comunes asociados a la presencia de algas son el sabor y olor en el agua tratada, taponamiento de los filtros en la planta e incremento de la dosis de cloro y coagulante. En contraste, el conocimiento acerca de los efectos de formación de subproductos en la desinfección, así como la presencia de toxinas, es en gran parte nulo.

La remoción efectiva de algas presentes en el agua es necesaria sobre todo antes de una etapa de filtración para reducir los problemas de taponamiento, que se presentan cuando existe una concentración significativa de estos organismos. Una opción de tratamiento común para reducir estos problemas incluye la pre-oxidación y el incremento de las dosis de coagulante.

3.3 Procesos de tratamiento para la remoción de algas

Las algas son removidas típicamente utilizando el siguiente tren de tratamiento: preoxidación, coagulación y floculación además de clarificación por medio de flotación con aire disuelto o sedimentación seguida por una filtración en medio granular. La filtración directa es también usada como un proceso de clarificación. De manera más reciente el uso de ozono y de filtración con carbón activado se han utilizado después de la clarificación (Henderson, *et al.*, 2008).

En el estudio descrito anteriormente (Knappe *et al.*, 2004), muestra que la estrategia más común de mitigación es mediante la adición de sulfato de cobre, el cual es dosificado, en la mayoría de los casos, directamente en el cuerpo de agua de suministro a la planta de tratamiento. Otra técnica común de tratamiento fue la adición de carbón activado en polvo (CAP), cloro y permanganato de potasio. La aplicación del

CAP para el control del sabor y olor fue efectiva sólo en algunos casos, requiriéndose en algunas plantas la adición de sustancias oxidantes como el cloro, el dióxido de cloro y el permanganato de potasio.

Como lo muestra la Tabla 3.3, 45 plantas mencionaron el uso de cloro para mitigar los problemas relacionados con las algas, de las cuales 25 indicaron explícitamente su uso como pre-oxidante y dos mencionaron la aplicación de cloro en la etapa de filtración para evitar problemas de taponamiento. Sin embargo, algunas instalaciones mencionaron la presencia de problemas de olor y sabor por la formación de subproductos cuando se empleaba esta estrategia de tratamiento. Debido a lo anterior algunas plantas están en proceso de cambio para el uso de oxidantes alternos como el dióxido de cloro y el permanganato de potasio.

Tabla 3.3 Resumen de técnicas de tratamiento exitosas aplicadas en plantas de tratamiento en EE.UU.

Tratamiento	Número de plantas	Tratamiento	Número de plantas
Sulfato de cobre	61	Polímero catiónico auxiliar en la coagulación	4
Carbón activado en polvo	55	Etanolamina de cobre	3
Cloro (pre-oxidación)	45 (25)	Sustitución de coagulante a base de Fe por Al	2
Permanganato de potasio	40	Control en el pH de la coagulación	1
Coagulación optimizada	21	Preoxidación con H ₂ O ₂	1
Dióxido de cloro (pre-oxidación)	8 (5)	Sulfato de cobre + ácido cítrico	1
Carbón activado granular	7	Lagunas de eliminación	1
Polímero auxiliar en filtros	7	Drague en cuerpo de agua	1
Ozono (pre-oxidación)	6 (3)	Manejo con lodos	1
Retrolavados más frecuentes o mayores	5	Monitoreo en el conteo de las algas sedimentadas para ajustar las condiciones de sedimentación	1

La optimización del proceso de coagulación fue otra estrategia frecuentemente utilizada para el control de los problemas asociados con las algas. Esta estrategia puede implicar uno o más de los siguientes aspectos: 1) incrementar la dosis de coagulante, 2) adición de polímeros catiónicos como auxiliares en la coagulación, 3) sustitución de cloruro férrico por sulfato de aluminio, 4) disminución del valor de pH

en la coagulación y 5) monitoreo del número de algas sedimentadas para ajustar las condiciones de coagulación.

3.4 Pre-oxidación

El proceso de preoxidación se ha utilizado para mejorar la eficiencia de los procesos de coagulación y filtración. Los mecanismos de acción de la pre-oxidación se basan en el daño e incluso destrucción de la capa orgánica en la superficie de las partículas o en un efecto de desestabilización de carga de algas y de partículas coloidales.

Durante los últimos 20 años se ha convertido en práctica común para muchas plantas de tratamiento, incluir los pasos de pre-cloración o pre-ozonación. Se asume que la oxidación puede mejorar la remoción de MON y turbiedad durante la coagulación. Durante la década de los 80's, a estos efectos sobre la coagulación se les nombró microfloculación o desestabilización inducida por ozonación. Sin embargo, los mecanismos de los efectos de sustancias oxidantes sobre la coagulación no se entienden completamente aun. Dos posibles mecanismos del efecto del ozono sobre la coagulación fueron propuestos (Rebhun y Lurie, 1993):

- La oxidación de compuestos orgánicos adsorbidos, tomando un carácter más hidrofílico y una consiguiente desorción que conduce a la desestabilización de las partículas
- Polimerización catalizada del COD y una subsiguiente formación de puentes de adsorción.

Los efectos de una pre-oxidación dependen de muchos factores, incluyendo las propiedades de la materia orgánica, pH, tipo de coagulante y la concentración de calcio en el agua. Por otro lado, Schneider y Tobiason (2000) encontraron que cuando se usa sulfato de aluminio como coagulante, la pre-ozonación dificulta la remoción de turbiedad y COD. Sin embargo, la aplicación de polímeros catiónicos y pre-ozonación incrementa la remoción de ambos parámetros, en incrementos pequeños pero estadísticamente significativos. Los autores suponen que la pre-ozonación reduce la carga de la superficie de las partículas, lo que lleva a una mejor coagulación por neutralización de carga. Chandrakantha *et al.* (1996) también relacionaron los efectos de la pre-ozonación sobre el COD que cubre las partículas. En comparación, ellos encontraron que la desestabilización inducida por partículas de ozono ocurre sólo en presencia de calcio.

La etapa de pre-oxidación remueve de manera específica diferentes elementos inorgánicos, orgánicos y biológicos contenidos en el agua (Pérez, 2006), tales como: materia orgánica que sea oxidable, microorganismos como bacterias, algas y plancton, iones de hierro y manganeso y amoníaco. La pre-oxidación permite remover también los parámetros organolépticos de color, olor y sabor. En este proceso, el pre-oxidante más utilizado es el cloro, sin embargo, se han utilizado desde hace 20 años otros reactivos como son los derivados del cloro, el dióxido de cloro, el ozono y el permanganato de potasio, pues implican menores riesgos a la salud en cuanto a los subproductos generados y presentan una efectividad comparable e incluso mejor al uso del cloro, para la inactivación de microorganismos.

3.4.1 Cloro

El cloro representa el primer reactivo utilizado como pre-oxidante en plantas de tratamiento de agua y el agente con un amplio uso como desinfectante. Lo anterior se debe principalmente a las siguientes razones (USEPA, 1999):

- Se encuentra fácilmente disponible en forma de gas, líquido o sólido (hipoclorito).
- Es un reactivo barato con respecto a otros oxidantes.
- Es de fácil aplicación debido a su alta solubilidad (7.0 g/L a 20°C)
- Existe un residual en la solución, con una concentración fácilmente determinable, la cual tiene por objeto proteger el agua en el sistema de distribución del crecimiento microbiano, sin resultar peligrosa para el ser humano.
- Es capaz de destruir la mayoría de los microorganismos patógenos.

Sin embargo, el cloro, por ser un gas venenoso y corrosivo, presenta algunas desventajas. Por una parte requiere de un manejo cuidadoso, pudiendo causar problemas de sabor y olor particularmente en presencia de fenoles. Por otra parte, como resultado de su reacción con la materia orgánica puede generar trihalometanos (THM), especialmente el cloroformo y otros compuestos órgano-clorados, compuestos que producen problemas a la salud humana, por lo que su uso ha sido restringido, principalmente en países desarrollados.

El uso del cloro en la etapa de cloración de una planta de tratamiento tiene como objetivo principal la desinfección y se ha utilizado con esta finalidad en la mayoría de los casos. Sin embargo, el fuerte poder oxidante del cloro lo hace útil para otras finalidades, como lo son: el control de sabor y olor, remoción de sulfuro de hidrógeno, hierro y manganeso y la remoción de color, entre otros.

Cuando el cloro se utiliza en una planta de tratamiento de agua para el control de olor y sabor, su aplicación se lleva a cabo antes de la adición de los demás productos químicos, realizando así una etapa de pre-cloración en la cual se intenta mantener un residual de cloro libre a través de todas las fases del tratamiento. Como resultado, la acción oxidante del cloro en exceso, convierte muchas sustancias aromáticas en formas más simples.

El cloro resulta ser un pre-oxidante bastante eficaz y económico para el tratamiento y potabilización de aguas. Este producto es muy comercial y está respaldado por grandes industrias a nivel mundial. Dentro de la familia del cloro, los dos compuestos más utilizados son el cloro gas, en grandes instalaciones y el hipoclorito de sodio, en instalaciones medias y pequeñas. Ocasionalmente, se utiliza el dióxido de cloro que, pese a ser un excelente desinfectante y no formar THM, debido a su difícil manejo para grandes instalaciones, a sus elevados costos de instalación y el peligro de aparición de cloritos y cloratos, disminuyen su factibilidad, en el caso de nuestro país.

Las dosis de cloro son muy variables, pudiendo ser tan bajas como 1 mg/L o elevarse a 25 mg/L en algunos casos menos frecuentes. Para efectos de diseño, se puede estimar la dosis de cloro como la necesaria para reaccionar con el nitrógeno amoniacal presente en el agua, a razón de 10:1 de cloro para nitrógeno (aproximadamente la cantidad necesaria para alcanzar el "break-point"), más 1 a 5 mg/L, dependiendo de la calidad del agua a tratar. Se deberá considerar lo estipulado en la NOM-127-SSA-1994, para cumplir con el valor en concentración de cloro libre residual en agua para uso y consumo humano.

Los compuestos de cloro reaccionan con un sinnúmero de compuestos presentes en el agua como los aminoácidos, amoníaco, materia orgánica, hierro, manganeso, entre otros. Sin embargo, la formación de THM, especialmente el cloroformo y otros compuestos organoclorados (concentración máxima permitida de 0.1 mg/L, decreto

475 de 1998), llevó a buscar otras alternativas a su uso como lo son: el ozono y el dióxido de cloro.

Con la finalidad de evitar la formación de subproductos asociados a la aplicación del cloro, algunas plantas de tratamiento evitan el uso de este reactivo como oxidante en una etapa inicial del tratamiento. Por lo cual, la implementación de una etapa de pre-cloración se reserva para dos situaciones: la primera, cuando la materia orgánica de entrada y la turbidez del agua tienen valores muy bajos, (esto es agua de excelente calidad); la segunda, para un agua de mala calidad donde se implementen procesos que remuevan o disminuyan los subproductos presentes, por ejemplo filtros de carbón activado al final del proceso de tratamiento, para la adsorción de los THM y otros compuestos no deseables.

3.4.2 Dióxido de cloro

El dióxido de cloro es un gas de color verde amarillento, estable y sumamente soluble en agua hasta alcanzar concentraciones de 2-3%. Una de las propiedades más interesantes del dióxido de cloro es su eficacia biocida en un amplio rango de pH que va de 3 a 10 (mayor a pH de 4 a 9). Además de sus propiedades desinfectantes, el dióxido de cloro mejora la calidad del agua potable, es decir, neutraliza olores, remueve el color y oxida el hierro y el manganeso.

El dióxido de cloro ha ganado una gran aceptación como desinfectante y también como agente para eliminar el mal sabor y olor en agua (Beltran *et al.*, 1993; Zhanga, 2008): También permite destruir sustancias orgánicas que proporcionan color o que son precursoras de THM. Se ha demostrado que la dosificación del dióxido de cloro en plantas de tratamiento de agua disminuye la concentración de THM respecto al uso de cloro. Es por lo anterior, que el dióxido de cloro se aplica especialmente cuando las aguas crudas contienen altas concentraciones de precursores que, con la cloración tradicional, darían lugar a la formación de subproductos de desinfección.

El dióxido de cloro tiene por lo menos la misma eficacia que el cloro, aunque es utilizado en concentraciones más bajas. Entre las ventajas más importantes que presenta el uso de este reactivo se encuentran las siguientes (WRF, 2009; Gagnon *et al.*, 2005):

- La eficacia bactericida no se ve afectada en el intervalo de valores de pH comprendido entre 3 y 10.
- El dióxido de cloro es superior al cloro en la destrucción de esporas, bacterias, virus y otros organismos patógenos como *Giardia* y *Cryptosporidium* en una base residual igual.
- Requiere tiempos de contacto más bajos en comparación con los del cloro.
- Presenta buena solubilidad (0.8 mg/ 100 mL a 20°C), similar a la del cloro.
- No reacciona con amoníaco (NH₃), con ión amonio ni con aminas primarias y secundarias.
- Destruye los precursores de THM.
- Destruye los fenoles y no deja ningún olor desagradable.
- Favorece el proceso de coagulación.
- Remueve hierro y manganeso mejor que el cloro.
- No hay corrosión en altas concentraciones, lo que reduce los costos de mantenimiento.

El uso del dióxido de cloro tiene un gran efecto positivo en el control del sabor y el olor, así como para destruir sustancias orgánicas que proporcionan color o que son precursoras de trihalometanos. Por ello, se aplica especialmente cuando las aguas crudas contienen altas concentraciones de sustancias precursoras, que con la cloración tradicional darían lugar a la formación de subproductos. A pesar de ello, su uso como desinfectante en plantas de tratamiento se ve limitado a causa de su complejidad y sensibilidad en la producción y a su relativo costo elevado.

El dióxido de cloro existe en el agua como ClO₂ (poca o ninguna disociación) y, por lo tanto, puede pasar a través de las membranas celulares de las bacterias y destruirlas. El efecto que tiene sobre los virus incluye su adsorción y penetración en la capa protéica de la cápside viral y su reacción con el RNA del virus. Como resultado, el ClO₂ daña la capacidad genética del virus. El ClO₂ tiene menor efecto microbicida que el ozono, pero es un desinfectante más potente que el cloro. Una investigación reciente en los Estados Unidos y Canadá demostró que el dióxido de cloro destruye enterovirus, *E. coli* y amebas y es efectivo contra los quistes de *Cryptosporidium* (WHO, 2003).

En la Tabla 3.4 se muestra de manera comparativa la eficacia biocida, la estabilidad y el efecto del pH del dióxido de cloro frente al cloro, ozono y las cloroaminas. Las especificaciones indican que el ozono tiene un potencial de oxidación más fuerte, no obstante, es el menos estable de los tres compuestos (Solsona y Méndez, 2003).

Tabla 3.4 Eficacia biocida, estabilidad y efecto del pH de oxidantes aplicados en el tratamiento de agua

Oxidante	Eficacia biocida	Estabilidad	Efecto del pH en la eficacia
Ozono	1	4	Poca influencia
Dióxido de cloro	2	2	Poca influencia
Cloro	3	3	Disminuye considerablemente al aumentar el pH
Cloroaminas	4	1	Poca influencia

1 = mayor, 4= menor

En la Tabla 3.5 se muestra un cuadro comparativo de las ventajas y desventajas tanto del cloro, ampliamente utilizado, así como el dióxido de cloro, como pre-oxidantes y desinfectantes.

Tabla 3.5. Cuadro comparativo de las características del cloro y dióxido de cloro utilizados como pre-oxidantes de agua (Deiningner *et al.*, 1998; Roeske *et al.*, 2004; Marin Galvín, 1995)

Característica	Cloro (Cl ₂)	Dióxido de cloro (ClO ₂)
Aplicación	Oxidante y desinfectante	Oxidante y desinfectante
Presentación	Gas a temperatura ambiente. Color verde-amarillento. Es más pesado que el aire, concentrándose normalmente a nivel del piso. Tiene un olor penetrante y huele a blanqueador.	Gas sintético. No se origina de manera natural en el ambiente. Presenta un color verde-amarillento y un olor irritante parecido al cloro.
Generación	<p>El cloro comercial se obtiene por electrólisis en el proceso de preparación de los álcalis.</p> $\text{MnO}_3 + 4\text{HCl} \rightarrow \text{MnCl}_2 + \text{Cl}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$ <p>Se genera desde planta y se transporta a sitio de aplicación.</p>	<p>Para producir dióxido de cloro gas, uno de los métodos utilizados es a partir de cloruro de hidrógeno y clorito de sodio; las reacciones que tienen lugar son las siguientes:</p> $2\text{NaClO}_2 + \text{Cl}_2 \rightarrow 2\text{ClO}_2 + 2\text{NaCl}$ $4\text{HCl} + 5\text{NaClO}_2 \rightarrow 4\text{ClO}_2 + 5\text{NaCl} + 2\text{H}_2\text{O}$ $2\text{NaClO}_2 + \text{NaOCl} + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow 2\text{ClO}_2 + \text{NaCl} + \text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}$ $2\text{NaClO}_3 + 2\text{NaCl} + 2\text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow 2\text{ClO}_2 + \text{Cl}_2 + 2\text{Na}_2\text{SO}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ $2\text{NaClO}_2 + \text{NaOCl} + 2\text{HCl} \rightarrow 2\text{ClO}_2 + 3\text{NaCl} + \text{H}_2\text{O}$ <p>Es un método muy peligroso, lo cual resulta ser una desventaja. Debe producirse <i>in situ</i>, ya que el gas es explosivo a altas presiones, y no puede comprimirse ni transportarse.</p>
Campos de actuación	<p>Separación de contaminantes en una depuradora mediante "floculación".</p> <p>Lucha contra las plagas en Agricultura.</p> <p>Obtención de gasolina de más calidad.</p> <p>Tratamiento de agua potable.</p> <p>Fabricación de determinados materiales y elementos constructivos (desagües, perfiles de puertas y ventanas, láminas Impermeabilizantes, etc.)</p>	<p>Pre oxidante para controlar sabor y olor en agua.</p> <p>Control de hierro y manganeso.</p> <p>Control de sulfuro de hidrógeno y los compuestos fenólicos.</p>

Tabla 3.5. Cuadro comparativo de las características del cloro y dióxido de cloro utilizados como pre-oxidantes de agua (continuación)

Característica	Cloro (Cl ₂)	Dióxido de cloro (ClO ₂)
Microorganismos eliminados	Algas (<i>Chlorella vulgaris</i>) Huevos (<i>Nematodos</i>) Protozoos (<i>Paramecium</i>) Hongos (<i>Trichophyton purpureum</i>)	Alguicida: elimina las algas Huevos (<i>Nematodos</i>) Parásitos (<i>Cryptosporidium</i>) Protozoos (<i>Paramecium</i>) Hongos (<i>Trichophyton</i>) Giardia
Poder de desinfección	Buena	Cuando observamos el peso molecular, el dióxido de cloro contiene 263 % "cloro disponible"; esto es más que 2,5 veces la capacidad de oxidación del cloro.
Residual en el agua	Larga duración, con una dosificación de 3.5 ppm de cloro libre	El dióxido de cloro es muy estable en el agua. Después de completarse su consumo, se puede mantener un residual por un período de tiempo más largo que el del cloro.
Potencial de óxido-reducción	1.36	1.27
Subproductos generados	Cloramina, PCB's, THM (Tóxicos)	ClO ₂ ⁻ y ClO ₃ ⁻ , iones sospechosos de causar anemia
Otros parámetros que mejora en cuanto a calidad	Turbidez, sólidos en suspensión	Turbidez, sólidos en suspensión
Mejora de la eficiencia de otras etapas del tratamiento	Mejora la etapa de filtración	Mejora la etapa de filtración (aumenta la velocidad de filtración). Reduce el tamaño de filtros Permite un ahorro 25 % de coagulante.
Costos	Económicos	Altos
Recomendado su uso por	Agencia de Protección del Medio Ambiente de EE. UU. (EPA, 1999).	Agencia de Protección del Medio Ambiente de EE. UU. (EPA, 1999).

El dióxido de cloro es muy poco utilizado comercialmente en forma gaseosa debido a su alto riesgo de explosión. Industrialmente el ClO_2 como gas, es manejado mediante la mezcla con aire por lo que el contenido de dióxido de cloro es de 8 a 12%. Para el caso de los procesos de tratamiento en agua residual y potable, es utilizado únicamente en solución acuosa.

El dióxido de cloro no se vende como un producto listo para su uso, por lo que debe generarse *in situ*. El ClO_2 no puede comprimirse ni distribuirse en cilindros como el cloro gaseoso ni puede transportarse debido a su inestabilidad, por lo que debe producirse *in situ* mediante el uso de generadores especiales. Normalmente una dosis de entre 0.5 y 2.0 mg/L de dióxido de cloro con un tiempo de contacto comprendido entre los 15 y 30 minutos es una dosis adecuada para el proceso de pre-oxidación que permita la reducción de sustancias orgánicas.

Mientras los reactivos que contienen cloro reaccionan con diversas sustancias mediante la oxidación y sustitución electrofílica, el dióxido de cloro sólo reacciona mediante la oxidación. Esta es la razón por la cual el uso de dióxido de cloro puede disminuir la formación de THM en el agua tratada. En la mayoría de los casos, los productos de la oxidación con dióxido de cloro no contienen átomos de halógeno y específicamente el dióxido de cloro en presencia de sustancias húmicas no da lugar a niveles significativos de THM. A diferencia del ozono y cloro, no se conoce de la generación de compuestos carcinógenos. Sin embargo, el proceso de producción de dióxido de cloro es complicado. Éste requiere de técnicos especializados y monitoreo cuidadoso. Estos requisitos técnicos limitan su utilidad práctica para muchos sistemas pequeños.

Los productos de la reacción del dióxido de cloro con material orgánico en el agua incluyen clorofenoles y los ácidos maléicos, fumáricos y oxálicos. Un estudio de los subproductos de la reacción del dióxido de cloro en un tratamiento piloto reveló más de 40 DBPs, aunque su toxicidad en la mayor parte es desconocida.

Durante la oxidación de la materia orgánica, el dióxido de cloro se reduce al ión clorito. Es precisamente el clorito y también los cloratos los más importantes DBPs producidos con el uso de este oxidante. Los compuestos que pueden ser halogenados por el dióxido de cloro son aquellos que presentan enlaces dobles carbono-carbono.

Diversos estudios demuestran que el ión clorito tiene un efecto significativo sobre los organismos pues tiene la capacidad de oxidar la hemoglobina, resultando en una condición conocida como metahemoglobinemia. Otros estudios demuestran que una condición de anemia hemolítica se produce a niveles mucho menores de concentración de ión clorito que en el caso de la metahemoglobinemia.

Una inspección a la literatura revela un gran desacuerdo sobre el riesgo potencial del uso del dióxido de cloro en la potabilización del agua. A pesar de la falta de suficientes datos sobre estos riesgos, se ha recomendado que las concentraciones residuales del ión clorito sean nulas o cercanas a cero, basados en la posible amenaza a los infantes quienes tienen poca habilidad para reducir la metahemoglobina.

En un estudio realizado por la USEPA se estimó que por cada parte de ClO_2 consumida en el tratamiento de agua, se genera lo siguiente: 70% ClO_2^- , 15% ClO_3^- y 15% Cl^- . Conforme el pH del agua disminuya las especies dominantes serán ClO_2^- y Cl^- .

No existen métodos químicos costo-efectivos para la remoción del ClO_3^- . Más allá de las consideraciones que hay que tomar relacionadas con el generador de ClO_2 , otros pasos necesarios para el control de la formación de ClO_3^- son los siguientes: a) no aplicar el ClO_2 donde otros oxidantes, tales como el cloro u ozono, puedan reaccionar con este o su principal subproducto, el ión clorito, y b) proteger el agua que fue dosificada con ClO_2 de la exposición de la luz o instalar cubiertas.

En Estados Unidos, el dióxido de cloro fue utilizado por primera vez como desinfectante y para controlar problemas de sabor y olor en la década de 1940 (Zhanga, 2008). Las aplicaciones actuales del dióxido de cloro en el tratamiento de agua potable corresponden a los siguientes aspectos:

- Desinfección secundaria (Baribeau, 2002),
- Control de la nitrificación (McGuire, 2006),
- Oxidación de la hepatotoxina microcistina-LR (Kull, 2006) de cianobacterias, y
- Control de bromato en el proceso de desalinización (Belluati, 2007).

Según una encuesta realizada por la *American Water Works Association* (AWWA-Skadsen, 1998) el dióxido de cloro ocupa el tercer lugar en los Estados Unidos como

oxidante (desinfectante primario) utilizado en plantas potabilizadoras, con 760 sistemas instalados lo que representa el 10%. La Tabla 3.6 muestra el número de sistemas y el porcentaje que representa para el dióxido de cloro como un desinfectante secundario, comparado con otros reactivos (Deininger *et al.*, 1998).

Tabla 3.6 Comparación del uso del dióxido de cloro como desinfectante secundario en EE.UU.

Desinfectante	Número de sistemas	Porcentaje (%)
Cloro	592	64
Monocloramina	174	19
Dióxido de cloro	9	1
Ningún desinfectante	150	16

El uso del dióxido de cloro y otros oxidantes pueden generar subproductos dañinos por lo que la USEPA propuso valores máximos de las concentraciones residuales de algunos desinfectantes en el agua potable para no causar efectos adversos a la salud, algunos de estos se muestran en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7 Concentraciones residuales máximas de desinfectantes en agua potable (USEPA, 2005)

Desinfectante	Nivel de desinfectante residual máximo (mg/L)
Cloramina	4.0
Cloro	4.0
Dióxido de cloro	0.8

El costo del dióxido de cloro depende en gran medida del costo de sus precursores (clorito de sodio o clorato de sodio) y de los productos químicos requeridos para transformar éstos en dióxido de cloro; también dependerá del método de generación que sea empleado. Cuando se compara con el cloro, el costo del dióxido de cloro es más elevado. Sin embargo, en los casos en los que el cloro no sea la mejor alternativa, el uso dióxido de cloro puede ser muy atractivo. Los costos del equipo de producción de dióxido de cloro son también mucho menores que los de otros oxidantes alternativos, como el ozono que también pueden ser usados para el tratamiento de aguas (Deininger, y otros, 1998).

En la Tabla 3.8 se muestra los costos de operación y mantenimiento para algunos desinfectantes (cloro gas, dióxido de cloro y ozono) para el periodo del 2005 al 2009,

(AWWA, 2009). Se observa al ozono como el desinfectante más caro, seguido del dióxido de cloro y por último el cloro como el más barato.

Tabla 3.8 Comparación de costos de operación y mantenimiento de algunos desinfectantes 2005-2009 (AWWA, 2009)

Capacidad de la planta	1 mgd		17 mgd		76 mgd	
	Año	2005	2009	2005	2009	2005
Desinfectantes						
Cloro gas	4,443	4,861	11,333	13,528	31,583	41,078
Dióxido de cloro	18,571	21,247	35,939	41,818	87,071	102,220
Ozono	76,470	91,862	455,559	652,137	1,974,401	2,906,241

mgd= millones de galones por día

En la Tabla 3.9 se muestran los costos de capital para algunos desinfectantes (cloro gas, dióxido de cloro y ozono) para el periodo del 2005 al 2009; al igual que en los costos de operación y mantenimiento se observa que el cloro gas resulta ser el desinfectante más económico, seguido del dióxido de cloro y el más costoso es el ozono (AWWA, 2009).

Tabla 3.9 Comparación de costos de capital de algunos desinfectantes (AWWA, 2009)

Capacidad de la planta	1 mgd		17 mgd		76 mgd	
	Año	2005	2009	2005	2009	2005
Desinfectante						
Cloro gas	53,396	62,608	98,772	113,899	397,173	451,036
Dióxido de cloro	40,035	47,531	268,223	302,344	603,425	683,678
Ozono	804,614	974,973	3,946,957	4,865,079	12,628,950	15,996,225

mgd= millones de galones por día

3.4.3 Pre-oxidación aplicada para la remoción de algas

El pretratamiento de aguas superficiales crudas mediante el uso de oxidantes tales como el ozono, cloro y el permanganato de potasio, han demostrado en varias circunstancias que mejoran la remoción de algas. Por ejemplo el uso de pre-ozonación, seguido de un proceso de sedimentación, mejoró la remoción de *Scenedesmus quadricauda* a un nivel de 99%. El incremento en la remoción ha sido también demostrado en un estudio de flotación-filtración a nivel planta piloto, en donde la de pre-ozonación incrementa la remoción de algas de 75 al 93%. La Tabla 3.10 muestra diferentes especies de algas, su concentración celular, los pre-oxidante

usados tales como cloro, dióxido de cloro y ozono para obtener la remoción de las diferentes especies de algas. Como se puede observar el oxidante que requiere menor dosis para obtener remociones altas es el dióxido de cloro y en cuanto a la dosificación de coagulante contribuye a la disminución de éste hasta un 75%. El cloro es el menos efectivo en cuanto a remoción de algas, debido a que se deben agregar dosis altas.

El aumento en la remoción de algas ha sido atribuido a cuatro mecanismos que a continuación se mencionan, (Henderson et al., 2008):

- a) Un cambio significativo en la arquitectura externa de la célula después de la oxidación. Se ha reportado que los apéndices espinales en las células de las algas verdes como la *Scenedesmus* y *Chlorococum* han sido desprendidos, esto puede ser un daño evidente en el exterior de la célula, a pesar de que la perforación de la pared celular no ocurre hasta después de una dosis relativamente alta de ozono.
- b) El movimiento de especies que cuentan con flagelos incluyendo *Rhodomonas minuta*, *Cryptomonas sp.*, *euglena sp.*, y la acción de desplazamiento en especies como *Navicula sp.* y *Nitzschia sp.*, se impiden completamente. De hecho en todos los casos en donde se examinó la remoción de algas flageladas tratadas con preoxidación, se mejoró la remoción en 85-95% dependiendo del oxidante empleado.
- c) Existe la excreción de material polimérico en algunas especies de algas (diatomeas) durante la preoxidación, que se comporta como un coadyuvante en la coagulación de manera similar a polielectrolitos, los cuales ayudan a la aglomeración de las partículas.
- d) La materia orgánica extracelular puede ser degradada, por efecto de la oxidación, a niveles en los que no se vea afectado el proceso de floculación, como se ha observado en algas de la especie de las diatomeas.

Tabla 3.10 Dosis y observaciones mostradas en la pre-oxidación de algunas suspensiones de algas

Especie	Concentración celular	Oxidante	Dosis (mg/L)	Observaciones	Referencia
<i>Chlamydomonas sp.</i>	50 µg/L como clorofila-a	ClO ₂	0.8	Aumento de la remoción en un 90% (atribuido a la inmovilización).	(Steynberg et al., 1996)
		Cl ₂	2	Aumento de la remoción en un 85%.	
<i>Ulothrix</i>	-	ClO ₂	5	Aumento de la remoción en un 100%. Coloración café en las algas.	(Junli et al., 1997)
		Cl ₂	5	Aumento de la remoción en un 94.2%. Su coloración cambia de verde a café oscuro	
<i>Microphorimidum</i>	-	ClO ₂	4	Aumento de la remoción en un 93.8%. La coloración cambia de verde a café	(Junli et al., 1997)
		Cl ₂	4	Aumento de la remoción en un 81.3%.	
<i>Scenedesmus</i>	2 x 10 ⁶ células/mL	O ₃	4.6	Reducción de la dosis e coagulante en un 50%.	(Sukenik et al., 1987)
		ClO ₂	5	Dosificación de la cuarta parte del coagulante.	
		Cl ₂	2-20	Incremento de la demanda del coagulante.	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	20,000 células/mL	O ₃	1.2	Aumento de la remoción en un 99%.	(Plummer et al., 2002)
		Cl ₂	1.0	Aumento de la remoción en un 10%.	
<i>Scenedesmus sp.</i>	3.9 x 10 ⁸ células/mL	K ₂ FeO ₄	5	Aumento de la remoción de algas en todas las dosis de coagulante ~10%	(Ma et al., 2002)
<i>Chlorella</i>	-	ClO ₂	6	Aumento de la remoción en un 99%.	(Junli et al., 1997)
		Cl ₂	6	Aumento de la remoción en un 98.2%.	
<i>Mezcla de algas verdes</i>	> 70,000 células/mL	O ₃	1	Se incrementó la remoción de 75 a 93%.	(Montiel et al., 1998)
<i>Cyclotella sp.</i>	20,000 células/mL	O ₃	0-3	Sin mejoría	(Plummer et al., 2002)
		Cl ₂	0-3	Sin mejoría	
<i>Euglenophyta Euglena gracilis</i>	50 µg/L como clorofila-α	ClO ₂	0.8	Aumento de la remoción en un 90% (atribuido a la inmovilización).	(Steynberg et al., 1996)
		Cl ₂	2	Aumento de la remoción en un 95%.	
<i>Amphidinium sp.</i>	-	O ₃	4	Aumento de la remoción en un 99.99%.	(Oemckea et al., 2005)

Como ya se ha mencionado, existen desventajas respecto a la pre-oxidación. La generación de subproductos de la desinfección específicamente trihalometanos (THM), pueden formarse cuando se usan agentes oxidantes como el cloro.

El ozono ha sido investigado como un oxidante alternativo. Sin embargo, el contenido de carbono orgánico disuelto (COD) tuvo un incremento de 400% en una solución de alga verde *S. quadricauda*, aumentando el potencial de formación de THM en un 34%. Otras alternativas en oxidantes lo componen el permanganato de potasio y el ferrato de potasio, sin embargo, se ha demostrado que estos causan un incremento en los residuales de manganeso y la turbiedad (Henderson, *et al.*, 2008).

Independientemente del oxidante utilizado, una sobre dosificación no solamente puede causar lisis celular (rompimiento de pared celular) liberando toxinas indeseables y compuestos que producen sabor y olor, sino que también es degradado el material orgánico extracelular al grado de que compuestos con propiedades inoportunas incluyendo la formación de ácidos mono y dicarboxílicos y ácidos glicáricos. La dosis óptima es en la cual se alcanza una modificación celular sin causar lisis celular y se ha demostrado que es dependiente de la especie de alga que se desea remover.

La sensibilidad de la pre-oxidación respecto a su aplicación exitosa, en relación a la especie del alga presente indica que el pretratamiento con oxidantes es altamente dependiente a una evaluación previa del conjunto de algas presentes en el efluente. Sin embargo, la inclusión relativamente reciente de algunos procesos en el tratamiento del agua, tal como la post-ozonación y el carbón activado granular (CAG) ayudan en el tratamiento del aumento en el contenido de COD, el cual puede contribuir como precursor de los subproductos de la desinfección.

3.5 Coagulación-Floculación

Los conceptos coagulación y floculación han tenido diferentes interpretaciones dependiendo de la referencia que sea consultada. Sin embargo, en un esfuerzo por estandarizar ambos términos es posible definirlos, con una aceptación general, de siguiente manera (Aguilar, *et al.*, 2002):

Coagulación: proceso en el cual los componentes en una suspensión o disolución estable son desestabilizados mediante el abatimiento de las fuerzas que mantienen su estabilidad.

Floculación: proceso por el cual las partículas desestabilizadas se unen para formar grandes partículas estables, aglomerándose para formar flóculos.

Este último proceso puede ocurrir, dependiendo del mecanismo con el cual las moléculas entran en contacto, mediante:

- El movimiento browniano de las partículas: que da lugar a la nombrada floculación peri-cinética o de convección natural. Sin embargo, es un proceso lento.
- El movimiento propio del fluido que contiene a las partículas: que da lugar a la nombrada floculación orto-cinética o de convección forzada. Lograda a través del movimiento de agitación del fluido y por consiguiente de las partículas.

En cierta manera todas las partículas están sometidas a floculación debida a ambos mecanismos de contacto. La mayor o menor influencia depende del tamaño de ellas. En partículas muy finas ($<1 \mu\text{m}$) predomina el movimiento browniano (floculación peri-cinética), mientras que en las de mayor tamaño ($>1 \mu\text{m}$) predominan las diferencias de velocidad creadas por la agitación del fluido o gradiente de velocidad (floculación orto-cinética).

Los principales factores que afectan los procesos de coagulación-floculación son:

Valor de pH: Dependiendo del coagulante utilizado, existe un intervalo de pH para la óptima remoción de partículas, donde los iones metálicos presentan un valor mínimo de solubilidad.

Movimiento de agitación: debido que la coagulación ocurre en un tiempo muy corto, es importante garantizar que el reactivo se difunda lo más rápido posible pues se requiere que la desestabilización de las partículas y que su neutralización sea total.

Dosis y tipo de coagulante: los coagulantes más utilizados son las sales de aluminio y hierro. Sin embargo, el uso de nuevos productos, como polímeros orgánicos y

policloruros de Al y Fe, presenta algunas ventajas, por lo que ha aumentado su utilización.

Temperatura del agua: tiene un efecto directo en el tiempo de formación de los flóculos. Las temperaturas bajas dificultan la etapa de coagulación-floculación en el agua. A medida que la temperatura del agua disminuye, se deterioran las características del flóculo pudiendo afectar su estructura. Además, el valor de su viscosidad aumenta, disminuyendo la velocidad de sedimentación el flóculo, requiriéndose periodos de floculación más largos o mayores dosis de coagulante.

Características físico-químicas del agua: un valor bajo de turbiedad coloidal, es decir una baja concentración de partículas suspendidas, dificulta la etapa de floculación pues éstas actúan como núcleos para la formación inicial de los flóculos. La presencia de aniones tienen un gran influencia en el proceso de coagulación, la cual dependerá de la fuerza con la que los iones se puedan coordinar con los compuestos de aluminio en términos del remplazo de los iones hidroxilo, o en como puedan afectar la cinética de la precipitación. Los aniones como el bicarbonato, cloruro, sulfato, fosfato, entre otros, tienen efectos considerables sobre el proceso de coagulación.

Dosificación de floculantes: La dosificación de sustancias floculantes ya sean de origen natural o sintético permite que las partículas se aglomeren, formando flóculos con mayor peso y volumen, ayudando al proceso de coagulación. Los floculantes por su naturaleza pueden ser minerales, como la sílice activada, u orgánicos que son macromoléculas de cadena larga de origen natural o sintético, conocidos también como polielectrolitos, cuando por poseen carga eléctrica o grupos ionizables.

3.5.1 Mecanismos de coagulación-floculación

De acuerdo a los conceptos clásicos sobre la estabilidad de las partículas coloidales, su desestabilización puede llevarse a cabo por:

- Un incremento en la fuerza iónica, proporcionando una reducción en el potencial zeta y una reducción en el espesor de la zona difusa de la doble capa eléctrica ,o
- Una adsorción específica de contraiones para neutralizar la carga de la partícula.

En ambos casos, las sales con cationes altamente cargados son aditivos efectivos. Es poco probable que un incremento suficiente de la fuerza iónica sea un método práctico para la desestabilización de las partículas, sin embargo la adsorción de especies con carga opuesta es más prometedor, dado que se necesitan pequeñas cantidades que suelen ser suficientes. Las sales de aluminio y hierro son un ejemplo de lo anterior.

Los reactivos poliméricos pueden también causar la agregación de las partículas y pueden actuar como puentes poliméricos o neutralizadores de carga.

3.5.1.1 Coagulación por neutralización de carga

Un modelo que incluye los efectos en la neutralización de la carga es el llamado modelo de Precipitación-Carga-Neutralización (PCN) que explica la coagulación por la hidrólisis de sales metálicas en el tratamiento de agua (Duan y Gregory, 2003). De acuerdo a este modelo, la coagulación con sales de aluminio o hierro involucra tres pasos:

1. Comienzo de la desestabilización posterior a la adición de la dosis de coagulante que excede el límite de solubilidad operacional del hidróxido de aluminio o hierro.
2. Las especies de hidróxido de aluminio o hierro se depositan sobre la superficie de las partículas coloidales. Lo que ocurre aquí es que el hidróxido metálico puede terminar sobre la superficie de las partículas por varios caminos posibles.
3. Bajo condiciones típicas, los hidróxidos metálicos están positivamente cargados mientras que las partículas coloidales originalmente son negativas. Es por esto que el proceso de deposición puede resultar en una neutralización de carga o la inversión de carga de las partículas coloidales a ciertas dosis, como lo muestra de manera simplificada la Figura 3.1.

El modelo anterior no considera la precipitación en masa de los hidróxidos ni la floculación por barrido.

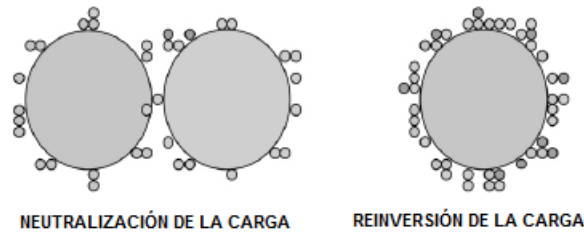


Figura 3.1 Deposición de especies de hidróxido metálico en partículas de carga opuesta, mostrando la neutralización de la carga y la reinversión de la carga

Si la neutralización de la carga es predominante en el mecanismo de desestabilización entonces existirá una relación estequiométrica entre la concentración de partículas y la dosis óptima de coagulante.

3.5.1.2 Coagulación por barrido

Es ampliamente conocido que en algunos casos la remoción óptima de partículas del agua se alcanza bajo condiciones de una precipitación rápida y extensa de los hidróxidos producidos en la hidrólisis al dosificar sales metálicas. En el caso de los coagulantes de aluminio, los valores de pH óptimos están cercanos a 7, próximos a la mínima solubilidad pero cerca del punto isoeléctrico que proporciona una agregación de las partículas coloidales bastante rápida. Aunque los detalles no están completamente entendidos, parece claro que las partículas contaminantes quedan inmersas dentro de los precipitados de hidróxido en crecimiento, causando una remoción efectiva de la suspensión. Este proceso se conoce como “floculación por barrido” dado que las partículas son arrastradas del agua por los precipitados amorfos de hidróxido, (Duan y Gregory, 2003).

La coagulación por barrido generalmente proporciona una mejoría en la remoción de partículas que cuando solamente son desestabilizadas por la neutralización. Una de las razones es que hay un gran aumento en la tasa de formación de agregados de partículas al incrementarse la concentración de sólidos en el agua.

Los hidróxidos precipitados tienden a preferir una estructura abierta, por lo que incluso con una masa pequeña proporciona una gran concentración de volumen efectivo y así una alta probabilidad de captura de otras partículas. Esto hace posible que la unión de partículas con los hidróxidos precipitados pueda proporcionar agregados mucho más fuertes o estables estructuralmente.

El incremento en la dosis de coagulante en la región de barrido da como resultado un volumen progresivamente más grande para sedimentar, pero más allá de la dosis óptima operacional se observa sólo ligera mejora en la remoción de partícula.

Los diferentes mecanismos descritos anteriormente conducen a la definición de cuatro zonas en la dosificación del coagulante, con las consecuencias siguientes para las partículas cargadas negativamente, (Duan y Gregory, 2003):

Zona 1: Dosis muy baja de coagulante; las partículas permanecen negativas y por lo tanto estables.

Zona 2: Dosis suficiente para realizar la neutralización de la carga y la coagulación.

Zona 3: Dosis alta para la neutralización de carga y la reestabilización.

Zona 4: Dosis todavía más alta, dando paso a la precipitación de hidróxidos y la floculación por barrido.

Diversos resultados en laboratorio confirman la existencia de diferencias importantes entre la desestabilización por neutralización de carga y la floculación por barrido. En particular, la formación de flóculos es mucho rápida y su tamaño es mucho mayor en el caso de la floculación por barrido y por lo tanto puede alcanzarse un grado alto de separación. Al parecer estos efectos están conectados cercanamente con la formación de una masa de hidróxido precipitado, inicialmente en forma de partículas coloidales muy pequeñas, las cuales están positivamente cargadas alrededor de un valor de pH neutro. Es probable que algunas de esas partículas formen una capa sobre las partículas suspendidas revirtiendo su carga. Subsecuentemente, ocurre la formación de agregados de las partículas coloidales de hidróxido precipitado ya sea sobre la superficie de las partículas (heterocoagulación) o en el seno de la solución. Los detalles de este proceso aun no están claros, pero las observaciones al microscopio de los flóculos producidos bajo condiciones de floculación por barrido muestran las partículas suspendidas originales incrustadas en un precipitado amorfo. Un diagrama esquemático que muestra la posible secuencia de los eventos ocurridos en la floculación por barrido con sales de aluminio se muestra en la Figura 3.2 (Duan y Gregory, 2003).

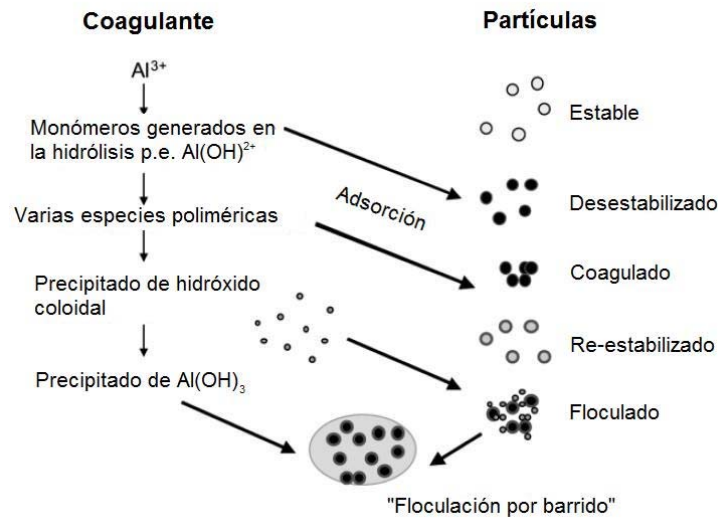


Figura 3.2 Diagrama esquemático que muestra la interacción de las especies de aluminio con las partículas cargadas negativamente inicialmente en el agua. Las partículas en el lado derecho son en un inicio estables y después desestabilizadas por la neutralización de la carga. Con dosis altas de coagulante comienzan a reestabilizarse por inversión de la carga y se incorporan dentro de los floculos de hidróxidos precipitados (floculación por barrido)

3.5.2 Coagulación con sales de aluminio

En el proceso de potabilización del agua, los coagulantes a base de aluminio son utilizados para desestabilizar las partículas suspendidas y remover la materia orgánica natural (MON) disuelta en el agua. Una coagulación efectiva es esencial para un buen proceso de clarificación y filtración, así como para el control de los subproductos de la desinfección. De lo contrario causaría un alto contenido de aluminio residual en el agua tratada y la precipitación de partículas en el post-tratamiento, causando turbiedad, deposición y formación de capas en las tuberías del sistema de distribución de agua. Minimizar la generación de lodos residuales producidos en la coagulación, se ha convertido en parte importante en la utilidad de las operaciones, debido al incremento de los costos de disposición. Estas cuestiones generan una presión adicional sobre las plantas de tratamiento para optimizar el proceso de coagulación para así poder alcanzar múltiples objetivos: a) maximizar la remoción de partículas y turbiedad por la separación sólido-liquido subsecuente, b) maximizar la remoción del COT y de precursores de DBP, c) minimizar la cantidad de coagulante necesario y residual, d) minimizar la producción de sólidos residuales (lodos) y e) minimizar los costos de operación.

Cuando el sulfato de aluminio se agrega en un tanque de mezclado rápido, la especie Al^{3+} (que se puede escribir como $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$) rápidamente (<1 s) experimenta una reacción de hidrólisis para formar otras especies disueltas de Al o precipitados de hidróxido de aluminio. Se consideran cuatro principales especies monoméricas disueltas de Al cuando la alúmina es utilizada: Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{1+}$ y $\text{Al}(\text{OH})_4^{1-}$, junto con el precipitado amorfo $\text{Al}(\text{OH})_{3(\text{am})}$. Las especies poliméricas de aluminio no se espera que estén presentes en una concentración significativa durante la coagulación con sulfato de aluminio.

La distribución de especies disueltas de Al es dependiente del pH y la temperatura. Para agua templada (20°C), la especie disuelta altamente cargada Al^{3+} es predominante solo para valores de pH menores a 5, el cual es un valor típicamente bajo para las aplicaciones de tratamiento de agua. Cuando el pH se incrementa, las especies disueltas de Al con menor carga positiva predominan. Para valores de pH mayores a 6.5, las especies predominantes de Al son cargadas negativamente, $\text{Al}(\text{OH})_4^{1-}$.

La adición de una dosis de sulfato de aluminio al agua, que exceda el límite de solubilidad resultará en la precipitación de la especie precipitada $\text{Al}(\text{OH})_{3(\text{am})}$. La Figura 3.3 muestra el diagrama de solubilidad teórica para el sulfato de aluminio en agua desionizada a 5 y 20°C , basados en los datos termodinámicos. Estas curvas teóricas están de acuerdo con los datos obtenidos por distintos autores (Van Benschoten y Edzwald 1990a; Pernitsky y Edzwald 2003). Hay que notar que la temperatura del agua tiene un mayor efecto sobre la solubilidad y el pH para los cuales ocurre una mínima solubilidad (Edzwald, 1993).

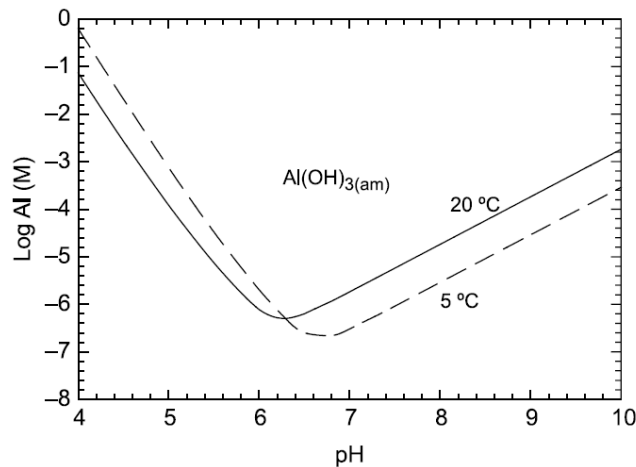


Figura 3.3 Diagrama de solubilidad teórica para alúmina en agua desionizada

El rango de pH de 6-7, se considera que son condiciones generalmente favorables para la coagulación, debido a la presencia de especies de Al positivamente cargadas y por el hecho de que la mayoría del coagulante de Al adicionado se precipita para formar las partículas del floculo (Edzwald, 1993).

La presencia de materia orgánica natural (MON), particularmente ácidos húmicos y fúlvicos disueltos, afecta ampliamente la química de la coagulación. Estas sustancias húmicas se comportan como ligantes orgánicos que forman complejos con las especies disueltas de aluminio. Los coagulantes remueven la parte disuelta de la MON, mediante reacciones de complejación seguidas por un cambio de fase, por ejemplo, la MON es removida de la solución al formarse un sólido o adsorbiéndose sobre un sólido.

3.5.2.1 Remoción de algas con sulfato de aluminio

El porcentaje de remoción de algas mediante el sulfato de aluminio según diversos reportes publicados se presenta en la Tabla 3.11. Se observa, de manera general que el sulfato de aluminio presenta una remoción que oscila en el intervalo de 70-90%, con dosis de 10 mg de Al/L a 60 mg/L de sulfato de aluminio. Existe un caso aislado en el que utilizando solamente este reactivo se alcanzó una remoción del 99%. Aplicando sulfato de aluminio/polímero catiónico se tiene una de remoción superior a 99%, con una dosis menor de estos reactivos (respectivamente de 3 mg Al/L y 0.25 mg/L de polímero). Sin embargo, no se identificaron estudios reportados en los que solamente se utilicen polímeros orgánicos para la remoción de algas.

De acuerdo a la Tabla 3.11, las algas más estudiadas son las cianobacterias, en particular *Microcystis aeruginosa*, debido probablemente a que estos microorganismos representan un alto riesgo de salud pública. Este riesgo está asociado a los metabolitos tóxicos que estos organismos generan, como es el caso de la Microcistina, y que tienen propiedades muy tóxicas incluso a concentraciones de microgramos por litro. El segundo grupo de algas más reportado son las diatomeas (*Synedra acus*), las cuales frecuentemente por su forma causan taponamiento en filtros de arena.

Tabla 3.11 Remoción de algas mediante coagulación-floculación con sulfato de aluminio

Coagulante	Nivel	Dosis (mg/L)	Remoción	Tipo de alga	Concentración de algas	Referencia
Sulfato de aluminio	Piloto	70	84%	<i>Chodatella sp</i>	4 x 10 ⁷ células/mL	(Chen <i>et al.</i> , 2009)
Sulfato de aluminio	Piloto	5.8 como Al		<i>Microcystis aeruginosa</i>	10 ⁷ células/mL	(Chow <i>et al.</i> , 1999)
Sulfato de aluminio	Piloto	1.5 como Al		<i>Microcystis sp.</i>	> 10 colonias/mL	(Van Hullebush <i>et al.</i> , 2002)
Sulfato de aluminio, (polímero catiónico)	Piloto	10.0/2.0	2.5 -2.8 logs	<i>Microcystis aeruginosa</i> o <i>Anabaena flos aquae</i>		(Dugan <i>et al.</i> , 2006)
Sulfato de aluminio	Laboratorio	927 mg/meq	94-99%	<i>Chlollera Vulgaris</i>	5 x 10 ⁵ células/mL	(Henderson <i>et al.</i> , 2010)
				<i>Microcystis aeruginosa</i>	1.5 x 10 ⁴ células/mL	
				<i>Asterionella formosa</i>	1.2 – 5 x 10 ⁴ células/mL	
				<i>Melosira sp.</i>	1.9 x 10 ³ células/mL	
Sulfato de aluminio	---	10.3 como Al	75%	<i>Cianobacterias como: Microcystis aeruginosa</i>	5 x 10 ⁵ – 1.5 x 10 ⁶ células/mL	(Drikas <i>et al.</i> , 2001)
Sulfato de aluminio	Laboratorio	5.4 como Al	79%	<i>Asterionella formosa</i>	2 x 10 ⁵ células/mL	(Jiang <i>et al.</i> , 1993)
Sulfato de aluminio	Laboratorio	8.0 como Al	80%	<i>Chlorophyta</i> <i>Chlorella sp.</i>	6.8 x 10 ⁵ células/mL	(Liu <i>et al.</i> , 1999)
Sulfato de aluminio	Laboratorio	9.5 como Al	70- 80%	<i>Pediastrum clathratum</i> y <i>Melosira</i>	1 – 3 x 10 ⁴ células/mL	(Mouchet y Bonnelye, 1998)
Sulfato de aluminio (polímero catiónico)	Laboratorio	2.16 como Al/0.25	99%	<i>Synedra acus</i>	1480 células/mL	(Jun <i>et al.</i> , 2001)
Sulfato de aluminio	Laboratorio	1.62 como Al	88%	<i>Synedra acus/ Melosira</i>	1500 células/mL	(Jun <i>et al.</i> , 2001)

La Tabla 3.12 muestra algunos reportes sobre la remoción de algas en Plantas Potabilizadoras instaladas en México, que utilizan sulfato de aluminio como coagulante; la dosis empleada se sitúa entre los 15 y 150 mg/L, cabe aclarar que no se especifica el porcentaje de remoción de algas.

Tabla 3.12 Uso del sulfato de aluminio como coagulante en Plantas Potabilizadoras

Coagulante	Planta Potabilizadora	Dosis (mg/L)	Capacidad (L/s)	Tipo de algas	Referencia
Sulfato de aluminio	Xalapa, Veracruz.	20 – 40	1050	<i>Chlorophyta</i> <i>Phormidium</i> <i>sp</i>	(Comisión municipal de Agua Potable y Saneamiento de Xalapa)
Sulfato de aluminio	“El Cayaco”, Acapulco, Guerrero.	15 – 150	2000	<i>Chlorophyta</i> <i>Dinoflagellata</i> <i>Cyanobacteria</i> <i>a</i>	(Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Acapulco)
Sulfato de aluminio	Ixtapan de la Sal, Edo. de México.	25	1800	<i>Chlorophyta</i> <i>Cyanobacteria</i> <i>a</i>	(Pavón Silva, y otros, 2005)

3.5.3 Coagulantes orgánicos

Los coagulantes orgánicos se basan en polímeros que tienen sitios ionizados a lo largo de su longitud, por lo que también son denominados polielectrolitos. Para funcionar como tal, un polímero debe tener incorporado grupos funcionales que puedan disociarse para dejar sitios cargados (Hendricks, 2006)

La principal aplicación de los polielectrolitos orgánicos en la producción de agua potable es la de efectuar la coagulación-floculación y el espesamiento de lodos de plantas de tratamiento. Los polímeros han sido utilizados en los procesos de coagulación-floculación para la purificación de agua por al menos cuatro décadas (Bolto y Gregory, 2007).

En comparación con los compuestos de aluminio, algunas de las ventajas del uso de compuestos poliméricos en el tratamiento de agua son las siguientes (Bolto y Gregory, 2007):

- Menores requerimientos de dosis de coagulante
- Menos volumen de lodos
- Pequeño incremento en la carga iónica del agua tratada
- Nivel reducido de aluminio en el agua tratada
- Ahorro en costos del 25-30% (Rout *et al.*, 1999; Nozaic *et al.*, 2001)

Los polímeros son especialmente benéficos cuando se tienen problemas de flóculos que sedimentan lentamente en la coagulación a bajas temperaturas o en el tratamiento de agua con valores ligeros de color, donde estos pueden mejorar la sedimentación e incrementar la resistencia al rompimiento de los flóculos.

3.5.3.1 Tipos de polímeros

Los polímeros usados en el tratamiento de agua son compuestos solubles y de naturaleza principalmente sintética, aunque unos pocos productos naturales pueden ser de interés. Los polímeros en términos generales son caracterizados por su naturaleza iónica: catiónica, aniónica y no iónica. Estrictamente los polímeros iónicos deben ser llamados polielectrolitos aunque esta terminología no siempre es seguida.

Las características más importantes de los coagulantes poliméricos son el peso molecular (PM), y en el caso de los polielectrolitos, la densidad de carga (DC). La DC puede ser expresada en términos de por ciento mol de grupos cargados o como miliequivalentes por gramo (meq/g). Los valores típicos de estas características se presentan en la Tabla 3.13 (Hendricks, 2006). Además se muestran el intervalo empleado de dosis y las aplicaciones principales.

Tabla 3.13 Características, intervalo de dosis y usos de polímeros orgánicos

Peso molecular (g/mol)	Densidad de carga (% mol)	Intervalo de dosis (mg/L)	Usos
Bajo (10^4 - 10^5)	~10	0.5-10	Coagulante Floculante
Medio (10^5 - 10^6)	~25	0.5-10	Coagulante Floculante
Alto (10^6 - 5×10^6)	50-100	0.1-1	Floculante Espesante de lodos
Muy alto ($>5 \times 10^6$)	-----	0.1-1	Floculante Espesante de lodos

Todos los polímeros usados como floculantes en el tratamiento de agua deben ser solubles al agua. En soluciones acuosas, los polímeros muy a menudo adoptan una configuración de *espiral al azar* (Figura 3.4). Para muchos polímeros de alto PM el tamaño del espiral es típicamente del orden de cientos de nanómetros, siendo el tamaño proporcional a la raíz cuadrada del valor de PM.

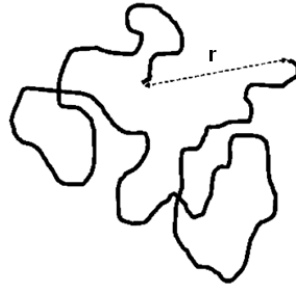


Figura 3.4 Cadena de polímero en una configuración de espiral al azar. Se muestra la distancia “r” extremo-extremo

La configuración de espiral al azar representa la configuración más probable, donde su extensión depende de la interacción entre los segmentos del polímero. Si existe una apreciable repulsión entre los segmentos, entonces el espiral se expandirá un tanto más, lo que ocurre en polielectrolitos donde los segmentos son cargados. En este caso los espirales poliméricos pueden estar expandidos considerablemente y tienen importantes efectos de fuerza iónica.

3.5.3.2 Polielectrolitos catiónicos

Existe una gran variedad de polímeros catiónicos disponibles, donde las estructuras comúnmente presentadas son las que se muestran en la Figura 3.5. Usualmente, pero no siempre, poseen cuatro grupos amonio que tienen una carga positiva independientemente del valor de pH. Están disponibles también, electrolitos débiles poliméricos que adquieren propiedades catiónicas en medio ácido y algunos productos y sus derivados de origen natural, tal como el quitosán, que son utilizados en el tratamiento de agua.

Polidialildimetil cloruro de amonio

La polimerización del cloruro de dialildimetilamonio produce el PoliDADMAC, un polímero soluble en el agua. Este polímero es de bajo a medio peso molecular y contiene como unidades pirrolidina en su estructura, como se muestra en la Figura 3.5 donde los contraíones han sido omitidos. Copolímeros con mayor peso molecular han sido sintetizados con acrilamida (Wandrey y Jaeger, 1985).

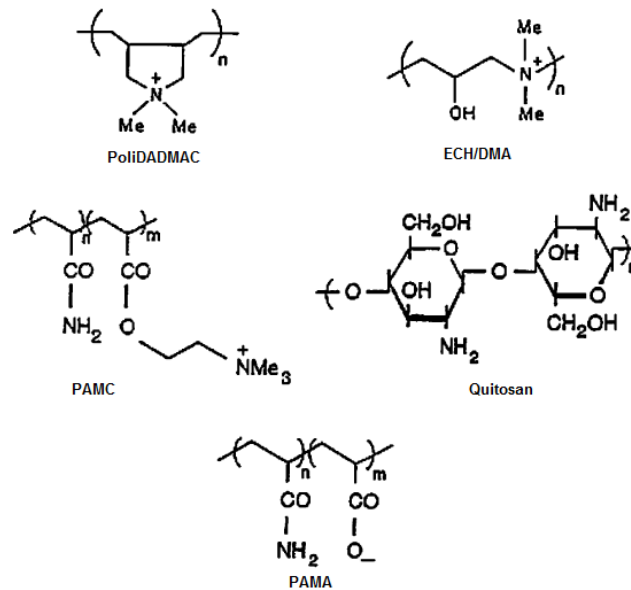


Figura 3.5 Estructuras de polielectrolitos catiónicos: cloruro de polidialildimetil-amonio (poliDADMAC), polímeros de epiclorhidrina y dimetilamina (ECH/DMA), poliacrilamida catiónica (PAMC), Quitosán y poliacrilamida aniónica (PAMA)

3.6 Procesos de clarificación

La sedimentación y la flotación con aire disuelto son procesos típicos de clarificación utilizados antes de la filtración en medio granular cuando las poblaciones altas de algas son comúnmente encontradas en el influente de un proceso de tratamiento. La filtración directa también es usada aunque es menos típica cuando se anticipa una concentración muy alta de algas en el agua a tratar. Generalmente el proceso de flotación con aire disuelto (FAD) tiende a tener las mejores eficiencias en remoción, constantemente mayores al 90% de las células. La sedimentación, se ha observado en fuentes confiables, remueve entre el 70 y 80% de las células, mientras que la filtración directa se sabe que es el proceso más susceptible a los cambios en las características de las células.

3.6.1 Sedimentación

La sedimentación es la técnica de separación más tradicional y depende de un proceso eficiente de coagulación-floculación para producir flóculos con buenas propiedades de sedimentación (Vlaski *et al.*, 1997). Lo anterior es difícil de alcanzar debido a los flóculos largos y compactos producidos por las células de algas, dada su baja densidad celular que puede ser hasta menor a la densidad del agua (1.02 g/cm³). En un estudio de filtración, realizado por Edzwald en 1993, se estimó que el flóculo

Cyclotella-aluminio tenía una densidad de 1.1 g/cm^3 , la mitad del valor que un flóculo típico de 2.2 g/cm^3 . Esta baja densidad es probablemente responsable de la relativa ineficiencia de la sedimentación en la remoción de algas.

En general, la sedimentación alcanza una eficiencia de remoción entre 70 a 80%, para tiempos que varían de 10 min a 2 horas, cuando se usa sulfato de aluminio para una variedad de especies (Jiang *et al.*, 1993; Mouchet y Bonnelye, 1998; Liu *et al.*, 1999; Drikas *et al.*, 2001) (ver Tabla 3.14). De manera interesante en los reportes anteriores, no fueron observadas variaciones significativas en la remoción con respecto a la morfología celular. Por ejemplo, en especies esféricas y microscópicas como la *Microcystis* y *Chlorella*, no fueron removidas en mayor medida que las células con estructuras más complejas como la *Asterionella* (colonias celulares de diatomeas en forma de estrella) o *Pediastrum* (colonia de algas verdes en forma de disco). Lo anterior, a pesar de las diferencias en la densidad de algas que pudo haber afectado las propiedades en el flóculo. El alga *Microcystis aeruginosa* contiene vacuolas de gas para ayudar a la flotabilidad, disminuyendo su densidad de este modo, mientras que el alga diatomea *A. Formosa* tiene una densidad relativa mayor como resultado de su pared celular más pesada. Una auto-flotación se ha observado también como un comportamiento que tiene impacto en el proceso de sedimentación, a través del cual, el oxígeno producido por el alga durante el proceso de la fotosíntesis puede exceder el nivel de saturación, ayudando a la formación de burbujas dentro de los flóculos, así como bajas tasas de sedimentación (Jodowski, 2002).

Una variedad de sustancias químicas han sido probadas para la coagulación de las partículas de algas en adición con el sulfato de aluminio, incluyendo coagulantes metálicos (sulfato férrico (SF) y cloruro férrico (CF)) así como polímeros inorgánicos, como el policloruro de aluminio (PAC) y el sulfato poliférrico (SPF). Realizando una revisión de reportes sobre la eficiencia de remoción de algas con diferentes características, mediante un proceso de sedimentación, para un rango de coagulantes metálicos, se demostró que no hay relación aparente ni con el tipo de alga ni con sus características, así como con el tipo de coagulante utilizado. De manera global la coagulación usando sulfato de aluminio alcanzó consistentemente remociones por arriba de 75%, indistintamente de la especie de alga (Jiang *et al.*, 1993; Jiang y Graham, 1998; Liu *et al.*, 1999; Drikas *et al.*, 2001; Jun *et al.*, 2001), contrastando con el SF y el CF que alcanzaron sólo entre el 62 y 74% de remoción respectivamente (Jiang *et al.*, 1993; Jiang y Graham, 1998; Jun *et al.*, 2001). Lo anterior sugiere que el

aluminio es menos sensitivo a las diferentes características de las algas. Sin embargo, cuando la sal de hierro fue dosificada en su forma polimerizada (SPF), la remoción de cada especie estudiada mejoró en un 21-27% con relación a la adición del SF (Jiang *et al.*, 1993; Jiang y Graham, 1998).

En contraste, cuando el aluminio fue aplicado en forma de polímero (PAC), una disminución general en la remoción de 13-14% fue observada (Jiang *et al.*, 1993; Jun *et al.*, 2001), con excepción de la especie *Chlorella sp.* (Liu *et al.*, 2001). Sólo cuando un polímero catiónico fue utilizado y de manera adicional una etapa de filtración se observó un aumento en la remoción (Vlaski *et al.*, 1996; Jun *et al.*, 2001), y este coagulante nuevamente aparentó ser indiferente a las características de las algas. Por ejemplo, el uso de Superfloc C-573 con una sal de hierro, generó eficiencias de remoción del 98.9% para la cianobacteria esférica *Microcystis aeruginosa* (Vlaski *et al.*, 1996), mientras que el uso del polímero catiónico C-599^a junto con el aluminio, mejoraron la remoción de la diatomea en forma de aguja *Synedra acus*, de 88% (del aluminio sólo) a 99%. (Jun *et al.*, 2001). Adicionalmente el empleo de quitosán solamente obtuvo una eficiencia de remoción de 90% para una mezcla de especies con diferentes características. En cambio, el uso de polímeros aniónicos o no iónicos, no reportaron una mejora en la remoción de algas. Por lo tanto, se puede concluir que el uso de polímeros catiónicos mejora la neutralización de la carga y la unión entre partículas, de este modo se incorporan las células dentro del flóculo más eficientemente, produciendo flóculos sedimentables con mayor densidad, tamaño y fuerza.

Tabla 3.14 Condiciones de tratamiento y eficiencia en la remoción de algas mediante coagulación-floculación y sedimentación

Alga	Fuente de agua de estudio	Concentración de algas	Dosis de coagulante/floculante (mg/L)	Mezcla rápida (rpm; s)	Floculación (rpm; min)	Tiempo de sed. (min)	Remoción celular (%)	Referencia
Cianobacteria: <i>Microcystis aeruginosa</i>	Agua de embalse	5.0 x 10 ⁵ a 1.5 x 10 ⁶ células/mL	10.3 mg Al/L (Al ₂ (SO ₄) ₃)	230; 60	25; 14	15	75	Drikas <i>et al.</i> , 2001
		1 x 10 ⁴ células/mL; 3-3.5 UNT	10 mg Fe/L; 1.0 mg/L Superfloc C	G: 10 ³ s ⁻¹ ; 30	G = 30 s ⁻¹ ; ≥30 min	60	98.9	Vlaski <i>et al.</i> , 1996
	Medio de crecimiento	5.8 x 10 ⁴ células/mL; 6.1 UNT	5 mg Fe/L (Fe ₂ (SO ₄) ₃)	300; 60	35; 20	60	62	Jiang y Graham, 1998
		5.8 x 10 ⁴ células/mL; 6.1 UNT	5 mg Fe /L (SPF)	300; 60	35; 20	60	81.6	
<i>Anabaena flosaquae</i>	Medio de crecimiento	2 x 10 ⁵ células/mL	11.2 mg Fe /L (Fe ₂ (SO ₄) ₃)	300; 120	35; 25	120	74	Jiang <i>et al.</i> , 1993
		2 x 10 ⁵ células/mL	5.4 mg Al/L (Al ₂ (SO ₄) ₃)	300; 120	35; 25	120	78	
		2 x 10 ⁵ células/mL	11.2 mg Fe/L (SPF)	300; 120	35; 25	120	94	
		2 x 10 ⁵ células/mL	5.4 mg Al/L (PAC)	300; 120	35; 25	120	68	
Diatomeas: <i>Asterionella formosa</i>	Medio de crecimiento	2 x 10 ⁵ células/mL	11.2 mg Fe/L (Fe ₂ (SO ₄) ₃)	300; 120	35; 25	120	63	
		2 x 10 ⁵ células/mL	5.4 mg Al/L (Al ₂ (SO ₄) ₃)	300; 120	35; 25	120	79	
		2 x 10 ⁵ células/mL	5.4 mg Al/L (PAC)	300; 120	35; 25	120	68	
		2 x 10 ⁵ células/mL	11.2 mg Fe/L (SPF)	300; 120	35; 25	120	87	

Tabla 3.15 Condiciones de tratamiento y eficiencia en la remoción de algas mediante coagulación-floculación y sedimentación (continuación)

Alga	Fuente de agua de estudio	Concentración de algas	Dosis de coagulante/floculante (mg/L)	Mezcla rápida (rpm; s)	Floculación (rpm; min)	Tiempo de sed. (min)	Remoción celular (%)	Referencia
<i>Synedra acus/Melosira</i>	Agua de embalse	1500 células/mL	1.62 mg Al/L (Al ₂ (SO ₄) ₃)	135; 60	45; 10	30	88	Jun <i>et al.</i> , 2001
<i>Synedra acus</i>	Agua de embalse	1040 células/mL	2.16 mg Al/L (PAC)	135; 60	45; 10	30	76	
		760 células/mL	2.16 mg Al/L (PAHCS)	135; 60	45; 10	30	54	
		1040 células/mL	14 mg Fe/L (FeCl ₃)	135; 60	45; 10	30	74	
		1480 células/mL	2.16 mg Al/L (Al ₂ (SO ₄) ₃); 0.25 mg/L polímero catiónico	135; 60	45; 10	30	99	
Chlorophyta: <i>Chlorella sp.</i>	Agua desionizada; 0.05 M NaNO ₃	6.8 x 10 ⁵ células/mL	8 mg Al/L (Al ₂ (SO ₄) ₃)	100; 120	25;20	30	80	Liu <i>et al.</i> , 1999
		6.8 x 10 ⁵ células/mL	8 mg Al/L (PAC)	100; 120	25;20	30	85	
Mezcla: <i>Spirulina</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Chlorella</i>	Medio nutritivo y agua; 14 mg/L como CaCO ₃	55 UNT	5.0 mg/L como Quitosán	5 s	60; 30	30	90	Divakaran y Pillai, 2002
<i>Pediastrum clathratum</i> y <i>Melosira</i>	Agua del rio Seine	1-3 x 10 ⁴ células/mL	9.5 mg Al/L	---	---	10	70-80	Mouchet y Bonnélye, 1998

3.6.2 Flotación con aire disuelto

La flotación con aire disuelto es una operación unitaria basada en la separación por gravedad donde burbujas de aire se introducen cerca del fondo del tanque que contiene el agua a tratar. Como las burbujas ascienden, se adhieren a la materia suspendida y floculada, lo que hace que las partículas lleguen a la superficie, en donde son removidas como residuos. El líquido clarificado se puede filtrar para remover algún residuo de partículas (Crittenden *et. al.* 2005). La flotación con aire disuelto puede incluir el uso de métodos de presurización o de vacío. La flotación por medio de vacío está limitada por la presión de cambio de 1 atm (101.3 KPa) y con aplicaciones tales como el espesamiento de agua residual (Edzwald, 1995). La Figura 3.6 muestra el esquema general del proceso FAD en una planta de potabilización, detallándose las zonas importantes en el tanque de FAD.

La flotación con aire disuelto es un proceso de clarificación que puede ser usado en plantas con tecnología de membranas o en plantas de tipo convencional que utilizan procesos de filtración con medio granular, siendo esta última la aplicación más común para FAD. Es esencial entender que el proceso FAD remueve partículas que estaban inicialmente presentes en la fuente del agua de suministro, aquellas que son adicionadas (por ejemplo, carbón activado en polvo), aquellas producidas vía coagulación antes de FAD (principalmente hidróxidos de metal precipitados de la coagulación y materia orgánica natural (MON) precipitada) y aquella proveniente de los procesos de oxidación (precipitación de Fe y Mn).

El proceso FAD como un método de clarificación en la potabilización de agua comenzó desde hace varias décadas. Sistemas a vacío fueron usados durante la década de 1920 y al menos dos de aquellas plantas continuaron operando en Suecia hasta los años de 1970 (Haarhoff, 2008). En la década de 1960, el proceso FAD tal como ahora se conoce, con la inyección de una corriente presurizada para la producción de burbujas, fue examinado en Finlandia y Suecia. Este último país tuvo plantas del tipo FAD presurizadas en operación en los comienzos de la década de los 60. Finlandia tuvo su primera planta en 1965 y para los años 70 FAD fue el principal método de clarificación para tratar aguas superficiales, en lugar de la sedimentación. (Heinanen et al., 1995; Haarhoff, 2008). Numerosas plantas fueron construidas desde los años 60 y hasta ahora en Suecia, Finlandia y Noruega.

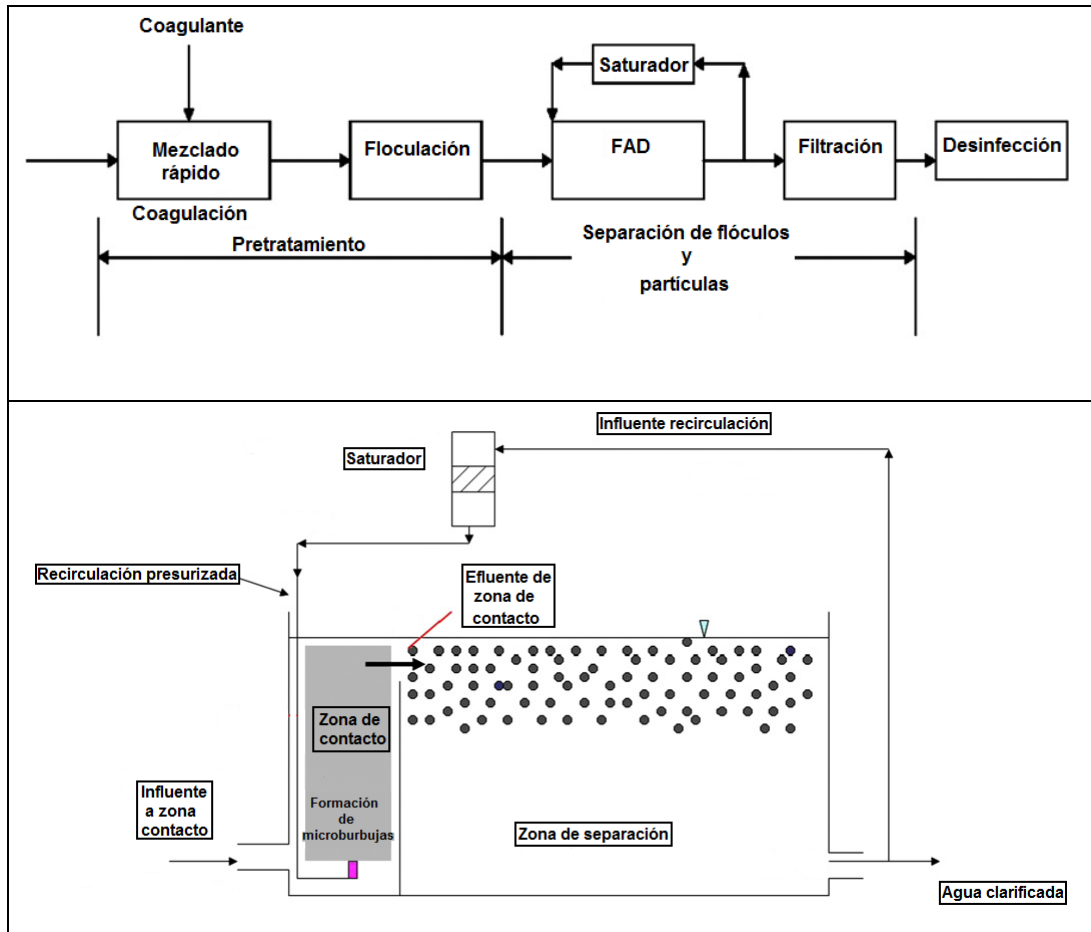


Figura 3.6 Diagrama esquemático de un proceso de potabilización con FAD (arriba). Tanque del proceso FAD, mostrando las zonas de contacto y separación (abajo)

En Inglaterra se realizaron extensos estudios en el *Water Research Centre* a nivel laboratorio y planta piloto sobre FAD en los años 1970 (Gregory, 1997). Estos estudios demostraron la eficiencia del FAD para tratar aguas contaminadas con algas y aguas con baja turbiedad conteniendo color natural, haciendo la comparación con la sedimentación y desarrollando diseño y criterios de operación que fueron incorporados en las plantas FAD en la Gran Bretaña en los años 70 y 80 (Longhurst y Graham, 1987; Gregory, 1997). Existen varias plantas FAD en Holanda que son utilizadas principalmente en el tratamiento de aguas contaminadas con algas, construyendo la primera planta en el año 1979.

El proceso FAD se utiliza ahora ampliamente alrededor del mundo. Haarhoff (2008) estimó 60 grandes plantas de FAD (50 ML/d o mayores) en 18 países, muchas de las cuales se encuentran en Canadá y Estados Unidos.

La aplicación de FAD para la potabilización del agua en EE. UU. comenzó en la década de 1980. Las primeras plantas utilizaron la tecnología de la empresa *Krofta Engineering Corporation*. Sin embargo, éstas no eran del tipo estándar donde todos los procesos vienen juntos en una unidad (floculación, clarificación y filtración) y utilizaban tasas de carga hidráulica bajas y altos porcentajes de recirculación. Las primeras plantas FAD en utilizar un diseño y los conceptos de operación basados en Europa fue comisionada en 1993 (Planta Millwood en New Castle, NY). Canadá construyó su primera planta FAD en 1996 en Port Hawkesbury, Nueva Escocia. Se estima que existen alrededor de 30 plantas FAD, solamente en las Provincias Marítimas de Canadá. Algunas plantas FAD de gran tamaño fueron previstas para finales del año 2009, incluyendo la planta de 400 ML/d en Winnipeg, que ya se encuentra en operación. Se estima actualmente la existencia de 150 plantas FAD en EUA y Canadá. En EUA existen al menos 16 grandes plantas con una capacidad de 50 ML/d o mayores.

Las plantas potabilizadoras que cuentan con la tecnología FAD buscan conseguir de manera global, lo siguiente (Farmerie, 2003):

- Remoción de sólidos en suspensión coloidal,
- Eliminación de algas,
- Control de olor y sabor,
- Remoción de la materia orgánica de origen natural,
- Remoción de *Cryptosporidium* y *Giardia*,
- Reducción de los sólidos disueltos de precipitados (por ejemplo: Fe, Mn, As, dureza),
- Proporcionar una calidad del agua constante a los filtros para maximizar el tiempo de ejecución de éstos.

3.6.2.1 Criterios de diseño del proceso FAD

Los sistemas de FAD a gran escala generalmente se operan de manera continua y con recirculación, aunque también existen los diseños donde todo el caudal se presuriza o parte de él, sin recirculación. La utilización de este tipo de sistemas, cuando el agua proviene de un proceso de coagulación-floculación, puede ocasionar que los flóculos se rompan cuando el caudal es liberado a presión atmosférica, por lo que se debe tener en cuenta ciertas consideraciones.

Los criterios de diseño para la FAD son variados, pero se pueden dividir en bloques:

1. El pre-tratamiento, el cual tiene que ver más con la coagulación y floculación antes de la entrada al proceso. En este grupo se tienen principalmente al tipo y dosis de coagulante, así como el tiempo y la intensidad de mezclado. Las condiciones de reacción durante la fase de floculación influyen en la estructura de los flóculos y, por consecuencia, en su eficaz separación por flotación (Klute *et. al.*, 1995).
2. El proceso de flotación, en el cual se tiene principalmente como variable el tiempo de flotación o contacto de burbuja-partícula.
3. El sistema de saturación y adición de agua con aire disuelto. Los parámetros involucrados son la presión del aire, temperatura, tipo de saturador y % de recirculación.

Con respecto a la calidad del agua de suministro, el proceso FAD es efectivo para separar partículas de baja densidad contenidas en el agua. Se le considera un mejor proceso de separación de partículas que la sedimentación en el tratamiento de fuentes de agua con algas, color natural o baja turbiedad de origen mineral. También es un proceso más efectivo que la sedimentación para aguas con una temperatura baja.

Las algas que presentan baja densidad, siguiendo una etapa de coagulación-floculación, disminuirán la densidad de los flóculos, que contendrán el alga y el hidróxido metálico, la cual no será mayor que la del agua. En la coagulación de agua con color natural y baja turbiedad, los flóculos consisten principalmente de partículas de sales metálicas de ácidos húmicos y fúlvicos e hidróxidos metálicos precipitados, todos de baja densidad. Las fuentes con baja turbiedad producirán, después de la coagulación-floculación, flóculos con baja densidad, favoreciendo su separación mediante la flotación con aire disuelto (Edzwald, 2010).

Fuentes de agua con turbiedad: La FAD puede separar partículas de origen mineral en altos niveles pero puede requerir altas tasas de recirculación para suministrar suficiente aire para disminuir la densidad de los agregados flóculo-burbuja. Por lo anterior, se consideran condiciones típicas de diseño para proporcionar aire a 10-12 mg/L en la zona de contacto. Si la turbiedad mineral es muy alta, puede ser requerido aire adicional.

Es importante conocer si la turbiedad es de origen mineral, como limos y arcillas, o no, tal como materia orgánica o algas. En algunos trabajos antiguos a nivel planta piloto conducidos en Inglaterra, mostraron que FAD puede tratar el agua de río con turbiedad por arriba de 100 UNT. La naturaleza de la turbiedad no fue identificada, pero siendo proveniente de un río, los eventos de turbiedad alta pueden estar asociados a los arrastres, lo cual implicaría una naturaleza mineral. Edzwald *et al.*, (1992) realizó un estudio a pequeña escala, en el cual examinó la flotación de suspensiones de arcilla de 20 y 100 mg//L. Las partículas de arcilla fueron pequeñas en tamaño, sin dispersar mucho la luz por lo que las turbiedades fueron de 2 a 10 UNT. Mientras que las turbiedades no fueron altas debido al tamaño de las arcillas, las concentraciones en masa si lo fueron para las fuentes de suministro de agua. La flotación fue efectiva en la reducción de la turbiedad a valores menores de 1 UNT con 8% de recirculación y una presión en el saturador de 480 kPa.

En un estudio realizado por Janssens y Buekens (1993) se elaboró un diagrama (Figura 3.7) para la selección del proceso de clarificación a evaluar de manera preliminar. La sedimentación, flotación con aire disuelto y una etapa de filtración directa son los procesos de tratamiento principalmente usados y que se incluyen en este análisis. La filtración directa en dos etapas se incluye también pero es el proceso menos común. La recomendaciones del diagrama para la selección del mejor proceso a aplicar fueron basadas en la experiencia de los autores y su conocimiento científico y operacional en el campo del tratamiento de agua potable.

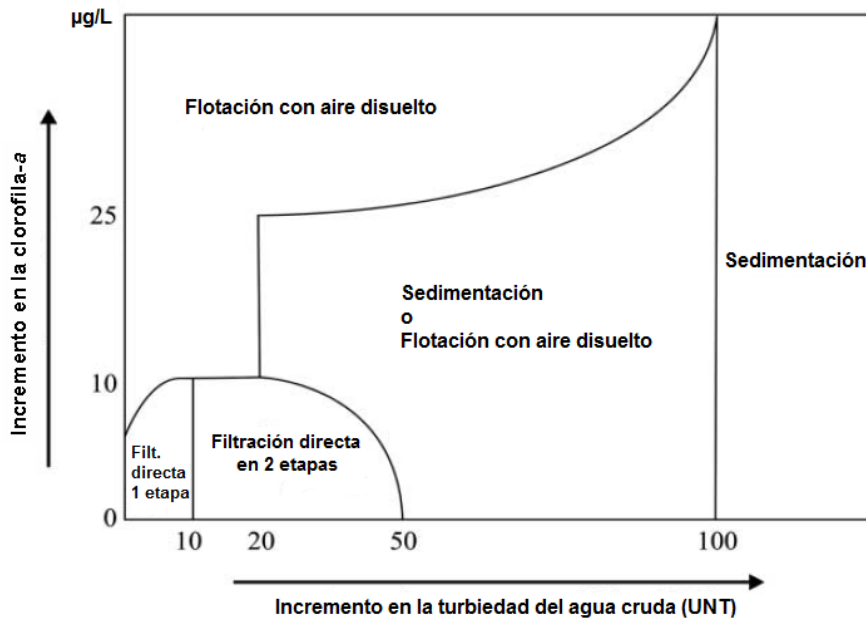


Figura 3.7 Diagrama de selección del proceso de clarificación en función de los valores promedio de clorofila-a y turbiedad en el agua cruda

El trabajo de estos autores representa una importante contribución que ayuda a la selección del proceso adecuado, sin embargo presenta algunas desventajas. En primer lugar el único parámetro para la materia orgánica natural a medir es la clorofila-a, el cual en algunas fuentes de agua es un valor menor comparado con el contenido total de la MON disuelta, además, no es un parámetro que se mida de manera rutinaria en la mayoría de las plantas de tratamiento. En segundo lugar, no se distingue entre turbiedad de origen mineral (limos y arcillas) de la no mineral (por ejemplo las algas) y finalmente, no se toma en consideración el carbono orgánico total (COT) para la selección.

En un importante estudio realizado recientemente (Valade *et al.*, 2009), se examinaron 400 plantas de agua en EE.UU. y Canadá, donde se revisaron los procesos de tratamiento usados en las plantas frente a la calidad del agua sin tratar. Los autores, a partir de los datos obtenidos en ese estudio, propusieron guías para la selección del proceso con respecto a la calidad del agua cruda. Para el valor de turbiedad del agua cruda, los autores distinguieron entre turbidez mineral y no mineral. La Figura 3.8 muestra el diagrama de proceso de selección basado en la calidad promedio del agua cruda. Esta figura muestra que la FAD es recomendada para aguas crudas con

suministros de turbidez mineral promedio de 10 UNT o menos. Los suministros que usualmente cumplen con este límite son los influentes provenientes de los ríos.

La FAD es recomendada para suministros de reservorios con turbidez del tipo no mineral, de 100 UNT o menos. El estudio también establece directrices para la máxima calidad del agua cruda: la FAD es recomendada siempre que la máxima turbidez mineral sea <50 UNT y la máxima turbidez no mineral de <200 UNT. El valor de COT o color verdadero del agua cruda no es un factor en el proceso de selección para la FAD, ya que es eficaz en el tratamiento de aguas con altos o bajos contenido de COT.

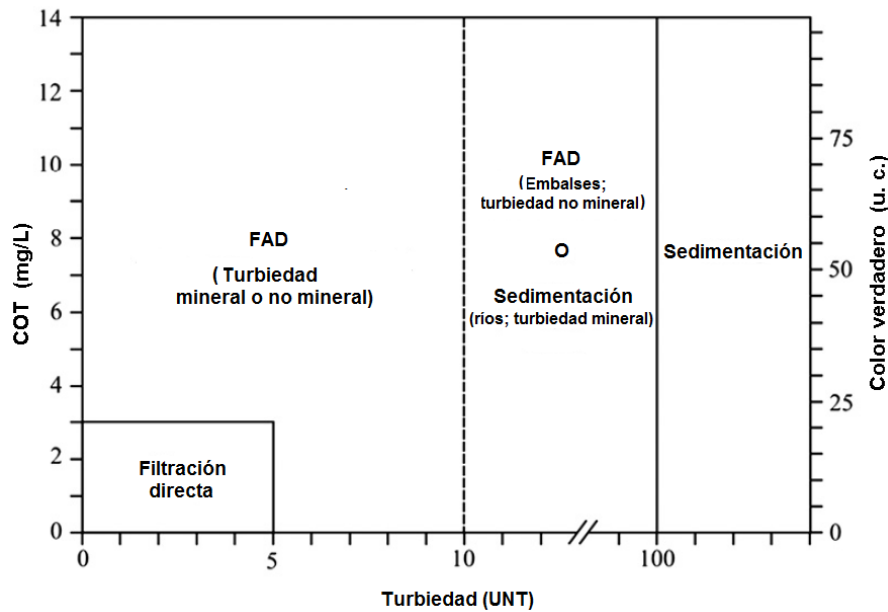


Figura 3.8 Diagrama de selección del proceso de tratamiento para el valor promedio de la calidad del agua cruda

3.6.2.2 Integración del FAD en una planta de tratamiento de agua

El proceso FAD puede ser utilizado como un proceso de clarificación en plantas de tipo convencional o como un proceso de pretratamiento en plantas que utilizan membranas.

El desempeño del FAD depende de la etapa de coagulación y floculación. Un buen desempeño químico en la coagulación es esencial para obtener una unión favorable de las partículas a las burbujas. Una de las variables de control más importantes a operar es la química de la coagulación la cual influye en la actuación de la flotación.

Sin la existencia de la coagulación, las partículas tendrían una carga negativa y serían hidrofílicas por lo que la unión a las burbujas sería pobre. Las condiciones óptimas de coagulación son aquellas en la que la dosis de coagulante a un valor de pH produce flocúlos con un valor de carga cercana a cero y con una relativa alta hidrofobicidad. Estas condiciones óptimas de coagulación causan una alta eficiencia de adhesión a las partículas en la burbuja.

La floculación es un proceso de pretratamiento importante, pero tiene un objetivo diferente al pretratamiento de floculación para las plantas de sedimentación. Este es un factor importante en la integración del FAD en las plantas de tratamiento de agua.

En los procesos de sedimentación, el objetivo es producir flocúlos con un tamaño de unos cientos de μm . La velocidad de sedimentación que se produce con flocúlos de estos tamaños, favorecen su remoción con las tasas de desbordamiento usadas en los procesos de convencionales de sedimentación y de alta tasa (sedimentación con tubos y la placas). Para el proceso FAD, los flocúlos no necesitan ser tan grandes, ya que se desea la flotación de los agregados floculo-burbuja.

En la sección de la zona de contacto y la zona de separación, se ha identificado un tamaño óptimo de floculo de 25-50 μm . La teoría ha sido soportada a través de datos a escala laboratorio y piloto (Edzwald et al., 1990, 1992; Edzwald and Wingler, 1990; Edzwald, 1995). Estos estudios demostraron que tiempos de 5 a 10 min son suficientes para la etapa de floculación.

3.5.2.3 Remoción de algas con FAD

Con base en los estudios realizados a lo largo del desarrollo de esta tecnología, la FAD es más efectiva que la sedimentación en la remoción de algas, lo cual significa una importante ventaja ya que una remoción pobre de algas favorece el taponamiento de los filtros con medio granular y acorta las corridas de filtración. Mientras que las algas del tipo de las diatomeas son bien conocidas por causar taponamiento, otras pueden causar el mismo problema incluyendo las algas verdes, flageladas y algas verde-azules (Cianobacterias).

El proceso FAD se ha hecho mucho más popular en términos de la remoción de algas a partir de las dos últimas décadas, tomando ventaja de la baja densidad que

presentan las algas (Edzwald, 1993). Otra ventaja que presenta la flotación, es que la aireación puede asistir en la remoción de compuestos orgánicos volátiles que proveen de sabor y olor al agua tratada (Schofield, 2001). Esto tiene relevancia cuando se considera la reducción de compuestos que provocan de olor y sabor, los cuales son típicamente sustancias orgánicas volátiles. Además de esto, el tiempo de floculación es significativamente reducido de 15-30 min en la sedimentación y de 3-10 min en la flotación.

Edzwald y Wingler (1990) hicieron estudios sistemáticos en laboratorio usando *Chlorella vulgaris* (alga verde) y *Cyclotella sp.* (diatomea) en experimentos paralelos comparando la FAD con la sedimentación, ellos reportaron un intervalo de 99-99.9% de remoción para cuando se utilizó la FAD en comparación de 90-99% para la sedimentación. Edzwald *et al.* (1992) usando una planta piloto con FAD encontró una remoción 99.9% o mayor de *Asterionella* (diatomea) proveniente de un reservorio superficial. La Tabla 3.16 muestra algunos ejemplos de las condiciones de tratamiento y la eficiencia en la remoción de algas al aplicar la flotación con aire disuelto.

Las evaluaciones en plantas de gran escala en Holanda mostraron la habilidad de la FAD para la remoción de una variedad de microorganismos (van Puffelen *et al.*, 1995). *Microcystis aeruginosa* y *Oscillatoria aghardii* (ambas cianobacterias) son las principales algas que causan problemas en las fuentes de abastecimiento de este país. Por otro lado, Vlaski *et al.* (1996) condujeron estudios a nivel piloto demostrando la eficiencia de la FAD para remover tales cianobacterias.

Estudios recientes a nivel laboratorio reportados por Ribau T. y Joao R. (2006, 2007) comparando la FAD y sedimentación para la remoción de algas verde-azules (cianobacterias), reportan eficiencias de remoción para FAD del 92% a 98% (incluso mayores) mientras que la sedimentación alcanzó un intervalo de 70-94% de remoción. En el estudio realizado por Gregory y Edzwald (2010) se reporta la remoción de células de algas de 90-99% utilizando FAD para varios tipos de éstas, comparado con el 60-90% para la sedimentación. Henderson *et al.* (2008) reportan remociones para FAD de 96 a 99.9% cuando el pretratamiento y la FAD son optimizados. De todo lo anterior se concluye que la FAD remueve alrededor de 90-99% de una variedad de algas de fuentes de agua, por lo que es más efectiva que la sedimentación. Puede notarse que cuando los niveles de algas son extremadamente altos, se pueden

esperar grandes remociones, pero cuando los niveles son bajos, los porcentajes de remoción son menores.

De manera general, la flotación actúa mucho mejor que la sedimentación con eficiencias de remoción mayores en un 15-20%. Sin embargo, en un estudio se encontró que la sedimentación logró una mejor remoción de *M. aeruginosa* (98.9%) que la flotación (94.5%) (Vlaski *et al.*, 1996), aunque fueron aplicadas diferentes condiciones de operación. Específicamente un tiempo de floculación >30 min, en comparación a los 8 min. de la FAD, una dosis de hierro de 10 contra 5 mg/L y la dosificación de 1 mg/L contra 0.5 mg/L de un polímero catiónico para los experimentos de sedimentación y flotación respectivamente. La robustez del proceso puede ser atribuida a la habilidad del FAD para flotar partículas de 30 μm o mayores (Edzwald y Wingler, 1990; Edzwald, 1995; Han *et al.*, 2001), de tal manera que si la floculación no ha sido exitosa, se realice la flotación de los flóculos pequeños y las largas células resultantes.

Tabla 3.16 Condiciones de tratamiento y eficiencia en la remoción de algas por coagulación-floculación y (FAD)

Alga	Fuente de agua de estudio	Abundancia de algas	pH	Dosis Coagulante/floculante (mg/L)	Mezcla rápida (rpm; s)	Floculación (rpm; min)	Tiempo flotación/R _r /Cb (min; %; ppm)	Eficiencia de remoción (%)	Referencia				
Clorofita: <i>Chlorella vulgaris</i>	Agua de embalse	1.1-1.3 x 10 ⁵ células/mL	5.5	0.5 mg/L como Aluminio (PACl)	400; 120	30; 5	10; 8; 4600	97-99	Edzwald y Wingler, 1990				
			6.5	1.6 mg/L como Aluminio (Al ₂ (SO ₄) ₃)				96.8					
Diatomeas: <i>Cyclotella sp.</i>	Agua de embalse	4.7-5.3 x 10 ⁴ células/mL	5.5	0.5-1.0 mg/L como Aluminio (PACl)				G: 10 ³ s ⁻¹ ; 30		G = 10 s ⁻¹ ; 8	5; 7; Presión: 600 kPa; filtración: 10 m/h	97-99	Vlaski <i>et al.</i> , 1996
			6.5	1.6 mg/L como Aluminio (Al ₂ (SO ₄) ₃)								99.8	
Cianofita: <i>Microcystis aeruginosa</i>	Agua de embalse	1 x 10 ⁴ células/mL; 3-3.5 UNT	8	5 mg/L como Fe; 0.5 mg/L como superfloc C-573	G: 10 ³ s ⁻¹ ; 30	G = 10 s ⁻¹ ; 8	5; 7; Presión: 600 kPa; filtración: 10 m/h	94.5	Vlaski <i>et al.</i> , 1996				
Mezcla:	<i>Melosira Cyclotella</i>	Agua de embalse	7.74	1.30 mg/L como Aluminio (PACl)	Mezclado r estático	3; >7.2	9.5; 6; Presión = 6 bar; carga filtrado = 15 m/h	80	Kempeneers <i>et al.</i> , 2001				
								76					
								58					
								66					
								46					
								71					

Rr: % recirculación; Cb: concentración de burbujas

4. METODOLOGÍA

En este capítulo se presenta la descripción del diseño experimental, sistemas y técnicas experimentales utilizados en las pruebas de pre-oxidación-coagulación-floculación-flotación con aire disuelto realizadas a nivel de laboratorio y de las técnicas analíticas aplicadas para la caracterización del agua cruda y tratada. A continuación se presentan las actividades que conforman la metodología general de este estudio:

- 1) Muestreo, caracterización y preparación del agua a tratar con diferentes niveles de clorofila-a.
- 2) Realización de pruebas de tratamiento aplicando una etapa de pre-oxidación seguida del proceso de Coagulación-Floculación con una posterior etapa de Clarificación por medio de FAD.
- 3) Análisis estadístico de los resultados de las pruebas de tratamiento para la determinación de los factores de influencia significativa sobre los procesos evaluados.
- 4) Obtención de los modelos matemáticos para la estimación de los valores óptimos de los factores significativos que permitan la máxima remoción de algas, color y turbiedad por los procesos evaluados.
- 5) Estimación de costos de reactivos para las condiciones óptimas calculadas para la remoción de algas, color y turbiedad.

A continuación se describen los materiales, reactivos, diseño experimental, sistemas y técnicas experimentales así como las técnicas analíticas utilizadas en las pruebas de tratamiento realizadas en este trabajo.

4.1 Materiales y reactivos

4.1.1 Agua cruda

El agua a evaluar para las pruebas en laboratorio fue preparada a partir de una mezcla de agua colectada en el influente de la PPLB (tanque de recepción de aguas crudas, TRAC) y la

presa Valle de Bravo (PVB). El agua de esta presa se seleccionó debido a que presenta una elevada concentración de algas además de que es una de las principales fuentes de abastecimiento de agua a la PPLB. Lo anterior se estableció con base en la revisión de los datos reportados en los estudios limnológicos en el periodo 2005-2008 en las tres principales presas de abastecimiento, la PVB presenta grandes florecimientos (blooms) o crecimientos de algas sobre todo al final de primavera e inicio del verano (mayo-junio), con valor promedio anual máximo de aproximadamente 38 $\mu\text{g/L}$ en el año 2005.

Para realizar el muestreo en la PVB se realizó una inspección previa a lo largo de la orilla de la presa, en la zona noroeste, para la ubicación de las zonas con mayor concentración de algas. Se observó que factores como la hora del día y el viento influyen en la presencia de las algas a las orillas de la presa. A las primeras horas del día, es decir al amanecer, junto con el viento proveniente del centro de la presa hacia la orilla, favorecen la concentración de las algas por su tendencia natural a flotar haciéndose visibles a una baja profundidad.

El muestreo de agua de la PVB se efectuó en dos puntos, en una extensión de aproximadamente 35 metros, los cuales presentaron una alta concentración de algas. El primer punto se localiza en las coordenadas $19^{\circ} 12.430' \text{ N}$ y $100^{\circ} 10.798' \text{ O}$, donde se presentaba una alta turbiedad por los sedimentos los cuales no se encontraban a más de 70 cm de la superficie. El segundo punto se localiza en las coordenadas $19^{\circ} 12.427' \text{ N}$ y $100^{\circ} 10.803' \text{ O}$, con una menor turbiedad que el punto anterior y una profundidad mayor a los 2 metros. Ambos puntos tienen una elevación de 2,260 msnm. Los datos anteriores fueron obtenidos con un GPS marca *Garmin*, Modelo: E Trex vista H. La Figura 4.1 muestra de manera general los puntos de muestreo en la PVB.



Figura 4.1 Vista aérea de la zona donde se realizó el muestreo en la PVB, las flechas rojas indican los puntos donde se tomaron las muestras. Imagen cortesía de Google-earth®

Las muestras colectadas de agua se trasladaron a las instalaciones del Instituto de Ingeniería de la UNAM. Durante el traslado fueron cubiertas de la luz y preservadas con hielo. Posteriormente fueron almacenadas a temperatura promedio de 4° C, hasta su uso.

Los concentrados de algas se obtuvieron dejando reposar durante 24 horas las muestras de agua cruda colectadas en la PVB, con la finalidad de recuperar el volumen rico en algas formado en la superficie por la flotación de las mismas. Este volumen concentrado fue extraído para llenar bidones de plástico de 20 L de capacidad, recubiertos para evitar el paso de la luz.

La preparación del agua a tratar consistió en caracterizar los concentrados de algas y el agua cruda del TRAC, midiendo la concentración de clorofila-a presente (como parámetro indirecto de la concentración de algas). Posteriormente, mediante un balance de masa se calcularon los volúmenes necesarios a mezclar del concentrado y del agua proveniente del TRAC para preparar el agua a tratar. Los diferentes concentrados de algas alcanzaron un

valor promedio de 951.3 $\mu\text{g/L}$ de clorofila-*a* mientras que el agua del TRAC de la PPLB fue de 4.53 $\mu\text{g/L}$.

Se prepararon cinco mezclas de agua cruda de la PVB y del TRAC de la PPLB, obteniéndose cinco diferentes concentraciones de clorofila-*a* que oscilaron en un intervalo de 10 a 80 $\mu\text{g/L}$. Este intervalo de trabajo de concentración inicial de clorofila-*a* fue elegido por los valores históricos de este parámetro que se presentaron en la PPLB y que reportaron en un estudio realizado por Ramírez Zamora *et al.*, (2008).

Cada tercer día se realizó un monitoreo de la concentración inicial de la clorofila-*a* en las cinco mezclas, para determinar si se tendría que ajustar la concentración, lo cual no ocurrió.

Los parámetros medidos en la caracterización fisicoquímica de las mezclas o del agua a tratar, antes de la realización de las pruebas de tratamiento, fueron los siguientes:

- Clorofila-*a* inicial
- Turbiedad
- Color
- pH
- Temperatura

4.1.2 Pre-oxidantes

Se evaluaron dos tipos de pre-oxidantes: el cloro, en forma de hipoclorito de sodio (NaOCl), de los más utilizados en plantas potabilizadoras y el dióxido de cloro (ClO_2), como un producto alternativo al primero con la finalidad de evaluar el desempeño respecto al hipoclorito de sodio en cuanto a la mejora de los procesos de coagulación-floculación para la remoción de algas, turbiedad y color.

La solución de hipoclorito de sodio (Preox1) para dosificación en las pruebas de tratamiento se preparó a una concentración de cloro libre de 0.49 g/L, utilizando una solución comercial (marca Cloralex[®]) a la cual se le midió su concentración en laboratorio, resultando ser de 4.9% (49 g/L).

Para el caso del dióxido de cloro (Preox2) utilizado, se preparó una solución a partir de dos reactivos sólidos (bisulfato de sodio y clorito de sodio) de la marca TwinOxide[®], los cuales fueron mezclados en 1 L agua destilada resultando una solución con una concentración de 0.3 % (3 g/L) de ClO₂, de la cual se tomaron las cantidades necesarias para dosificar los niveles de pre-oxidante. La Tabla 4.1 muestra las características de los dos pre-oxidantes empleados para preparar las soluciones a dosificar en este trabajo.

Tabla 4.1 Características de los pre-oxidantes comerciales utilizados para preparar las soluciones a dosificar en las pruebas de tratamiento

Pre-oxidante	Hipoclorito de sodio (Preox1)	Dióxido de cloro (Preox2)
Fórmula química	NaOCl	ClO ₂
Peso molecular	74.45	67.45
Potencial Redox (V)	1.49	1.27
Presentación comercial	Líquido con una concentración comercial de 4.5-5 % aproximadamente.	Reactivos sólidos (bisulfato de sodio y clorito de sodio) en dos sobres para mezclar.
Marca	Cloralex	Twin Oxide
Concentración de la solución Stock preparada para las pruebas (mg/L)	490	3000

4.1.3 Coagulantes y floculantes

Para la etapa de Coagulación-Floculación se aplicó la combinación de coagulante polimérico catiónico (sustancia activa: Clorhidrato de aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio) con un floculante polimérico catiónico (sustancia activa: poliamina cuaternaria), nombrados en este trabajo como Coag1-Floc1 respectivamente, la cual presentó los mejores resultados reportados en un estudio previo en la PPLB realizado por Ramírez *et al.* (2008). Se realizaron pruebas también con una segunda combinación nombrada Coag2-Floc2, conformada por el Sulfato de Aluminio libre de hierro, actualmente utilizado en la PPLB, con un floculante polimérico catiónico (sustancia activa: poliamina cuaternaria), para realizar una comparación de su desempeño respecto a la mejor combinación.

Las cuatro combinaciones de preoxidante-coagulante-floculante evaluadas en este trabajo se presentan a continuación en la Tabla 4.2. Para cada uno de los pre-oxidantes evaluados existe una combinación con cada una de las dos parejas de coagulante-floculante. En esta

tabla también se muestran algunas características de los coagulantes y floculantes que fueron aplicados.

En la tabla 4.2 se muestran también los valores máximos permitidos (certificación NSF) para su uso seguro en el tratamiento de agua potable para evitar efectos nocivos a la salud al utilizar estas sustancias.

Tabla 4.2. Combinaciones de coagulante-floculante a evaluar en las pruebas a nivel laboratorio

PRE- OXIDANTE	COAGULANTE			FLOCULANTE		
	Nombre comercial	Sustancia activa	Descripción	Nombre comercial	Sustancia activa	Descripción
Hipoclorito de sodio (Pre-oxidante 1)	ENPA 9000 (Coagulante 1)	Clorhidrato de de Aluminio-PoliDADMAC*	Polímero-orgánico-catiónico-bajo PM Uso Máx.: 167 mg/L	C581 (Floculante 1)	Poliamina cuaternaria	Polímero orgánico-catiónico-alto PM Uso Máx.: 20 mg/L
	Sulfato de aluminio libre de hierro (Coagulante 2)	$Al_2(SO_4)_3$	Inorgánico-catiónico-bajo PM Uso Máx.: 150 mg/L	C595 (Floculante 2)	Policloruro de dialildimetilamonio (PoliDADMAC)	Polímero orgánico-catiónico muy alto PM Uso Máx.: 25 mg/L
Dióxido de cloro (Pre-oxidante 2)	ENPA 9000 (Coagulante 1)	Clorhidrato de Aluminio-PoliDADMAC*	Polímero-orgánico-catiónico-bajo PM Uso Máx.: 167 mg/L	C581 (Floculante 1)	Poliamina cuaternaria	Polímero orgánico-catiónico-alto PM Uso Máx.: 20 mg/L
	Sulfato de aluminio libre de hierro (Coagulante 2)	$Al_2(SO_4)_3$	Inorgánico-catiónico-bajo PM Uso Máx.: 150 mg/L	C595 (Floculante 2)	Policloruro de dialildimetilamonio (PoliDADMAC)	Polímero orgánico-catiónico-muy alto PM Uso Máx.: 25 mg/L

*poliDADMAC: Cloruro de polidialildimetilamonio; PM: peso molecular

4.2 Diseño experimental

Las pruebas en laboratorio se realizaron con base en un diseño de experimentos, el cual es una herramienta estadística relativamente sencilla, que ayuda a la planeación y el análisis para el manejo de los datos al permitir determinar los principales factores o variables y sus interacciones que presentan una influencia significativa sobre las variables respuesta. El diseño experimental permite optimizar procesos mediante la obtención, a partir de los valores

de las variables respuesta, de modelos estadísticos normalmente de primero o segundo orden para estimar los valores óptimos de los factores para que, en este caso, se logre una mejor calidad en el agua tratada.

4.2.1 Factores, niveles y tratamientos

El diseño de experimentos aplicado es del tipo central compuesto (DCC), en donde los factores evaluados fueron las dosis de los reactivos para las etapas de pre-oxidación y coagulación-floculación así como el valor inicial de clorofila-a y el tiempo de flotación como factor en el proceso FAD. Estos factores se identificaron como los de mayor importancia en el tren de tratamiento que se aplicó.

Los diseños del tipo central compuesto implican diseños de tratamientos factoriales 2^k con $2k$ combinaciones adicionales llamadas *puntos axiales* y n_c *puntos centrales*, lo cual permite encontrar las mejores condiciones para llevar a cabo un experimento. Como se observa en la Figura 4.2, este tipo de diseños es más completo respecto al diseño factorial 2^k , lo que permite observar los efectos provocados por los factores y sus interacciones de forma independiente.

Con este tipo de diseño experimental son requeridos 5 niveles o valores cuantitativos para cada uno de los factores, compuestos de 2 niveles del diseño factorial (-1 y 1), 2 puntos axiales alfa (+ α y - α) y un punto central (0), como lo muestra la Figura 4.2. Los puntos axiales + α y - α fueron codificados como 1.547 y -1.547 respectivamente.

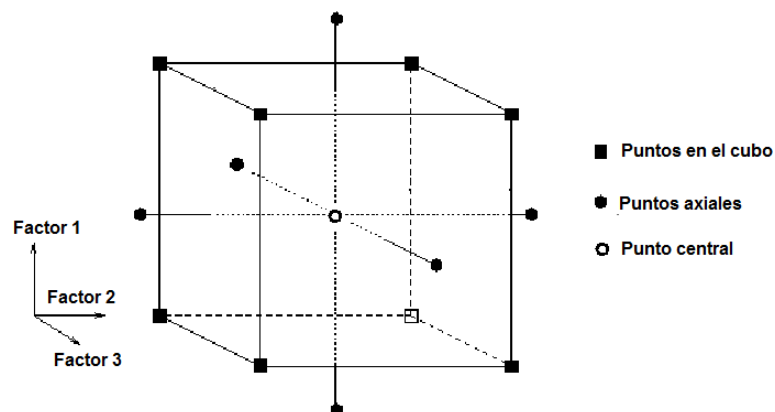


Figura 4.2 Representación esquemática del diseño experimental de tipo central compuesto

El valor numérico codificado del nivel alfa (α) representa la distancia del punto axial al valor central (0) y se calcula a partir de la Ecuación 4.1:

$$\alpha = \left[\frac{(N_T F)^{1/2} - F}{2} \right]^{1/2} \quad \text{Ecuación 4.1}$$

Donde:

N_T = número de pruebas totales

$F = 2^k$

El número total de pruebas realizadas (N_T) se calculó utilizando la Ecuación 4.2 que corresponde a un diseño central compuesto de dos niveles y que depende del número de factores y de las repeticiones que se realicen en los niveles medios o punto central:

$$N_T = 2^k + 2k + nc \quad \text{Ecuación 4.2}$$

Donde:

N_T = número de experimentos a realizar

k = número de factores o variables

2 = es el número de niveles de cada factor

nc = número de réplicas en el punto central

Aplicando la ecuación anterior para un número de factores igual a 4, con 3 réplicas en el punto central, se obtuvieron 27 experimentos para cada una de las cuatro combinaciones de preoxidante-coagulante-floculante evaluadas, más una réplica de cada prueba dando un total de 54 pruebas por combinación.

El valor codificado del nivel alfa en el diseño para 27 pruebas, aplicando la Ecuación 4.1, resulta ser:

$$\alpha = \left[\frac{(27 \cdot 16)^{1/2} - 16}{2} \right]^{1/2} = 1.547 \quad \text{Ecuación 4.3}$$

El valor anterior aplica ya sea positivo o negativo, según el respectivo nivel.

La información presentada en reportes técnicos internacionales a escala de laboratorio (Tabla 4.3), se analizó para determinar los valores de los factores a evaluar en los procesos de coagulación-floculación y los de dos procesos de clarificación, que son la sedimentación (C-F-SED) y la flotación con aire disuelto (C-F-FAD).

Tabla 4.3 Resumen de valores reportados para los factores de los procesos de coagulación-floculación con sedimentación y FAD

Factor	Valores reportados para el tren de tratamiento C-F-SED	Valores reportados para el tren de tratamiento C-F-FAD
Dosis pre-oxidante	$Cl_2 = 1-3 \text{ mg/L}$ $ClO_2 = 0.8-5 \text{ mg/L}$ $O_3 = 1-4.6 \text{ mg/L}$	
Dosis coagulante	$Al^{3+} = 1.6-15 \text{ mg/L}$ $Fe^{3+} = 5-14 \text{ mg/L}$ PAC = 1-8 mg/L Polímero catiónico = 10 mg/L	$Al^{3+} = 1.6 \text{ mg/L}$ $Al_2O_3 = 0.5-8 \text{ mg/L}$ $Fe^{3+} = 5 \text{ mg/L}$ PAC = 0.5-1.3 mg/L
Tiempo de flotación	---	5-10 min.
Clorofila-a en agua cruda	1.5-8.42 $\mu\text{g/L}$	50-52.6 $\mu\text{g/L}$
Referencias: Bolto y Gregory, 2007; Dugan <i>et al.</i> , 2006; Divakaran y Pillai, 2002; Drikas, <i>et al.</i> , 2001; Jun, <i>et al.</i> 2001; Liu <i>et al.</i> , 1999; Jiang y Graham, 1998; Mouchet y Bonnelye, 1998; Vlaski <i>et al.</i> , 1996; Jiang <i>et al.</i> , 1993; Ribau y Joao, 2006; Kempeneers <i>et al.</i> 2001; Bilanovic <i>et al.</i> , 1988; Al-Layla y Middlebrooks, 1975; Ribau T. <i>et al.</i> , 2010; Hargesheimer y Watson 1996; Edzwald y Wingler, 1990; Kitchener y Gochin, 1981 y Edzwald, 2010		

PAC: Policloruro de aluminio

Por otra parte, como ya se mencionó previamente el intervalo de valores o niveles de concentración de clorofila-a inicial como factor evaluado en las pruebas, fue de 10-80 $\mu\text{g/L}$. No se tienen reportes en literatura del tratamiento de concentraciones tan altas de clorofila-a (80 $\mu\text{g/L}$), por lo que se estudió el efecto de la etapa de pre-oxidación en el desempeño de las siguientes etapas de tratamiento reflejada en la eficiencia de remoción de las algas principalmente.

Para los niveles en las dosis de cada pre-oxidante, el intervalo de trabajo elegido fue de 0 a 5 mg/L, dando la posibilidad de evaluar la no adición de preoxidante, para los niveles más bajos, en cuanto a su eficiencia en la remoción de algas con la coagulación-floculación y la flotación con aire disuelto.

Mediante la revisión del estudio publicado por Ramírez Zamora *et al.* (2008) y la información bibliográfica reportada se eligieron los límites de las dosis de los dos coagulantes a evaluar en este trabajo. Las dosis de floculante se mantuvieron constantes debido a que en el estudio mencionado anteriormente, este factor no presentó una influencia significativa para los diferentes valores de concentración inicial de clorofila-*a* y turbiedad evaluados. Los niveles de las dosis de coagulante y floculante elegidas para las pruebas se muestran en la Tabla 4.4

El proceso de clarificación mediante flotación con aire disuelto (FAD) se ve afectado en su desempeño por factores como el tiempo de contacto burbuja-partícula (inyección de agua saturada), tiempo de flotación (zona de separación), características del flóculo o materia en suspensión (densidad, forma y tamaño) y el porcentaje de recirculación del agua presurizada (Haarhoff, 2008). De los factores anteriores el tiempo de flotación resulta ser el de mayor influencia y su control es indispensable para el diseño del proceso FAD (Edzwald, 2010).

Para el FAD se seleccionó un valor constante del porcentaje de recirculación de agua presurizada de 10% del volumen tratado, de acuerdo al valor más reportado en literatura (Edzwald, 2010).

El diseño experimental de las pruebas de pre-oxidación, coagulación-floculación y FAD consideró cuatro factores principales para cada combinación de reactivos: concentración inicial de clorofila-*a*, dosis de pre-oxidante, dosis de coagulante-floculante y tiempo de flotación.

La Tabla 4.4 resume los factores y sus niveles con valor codificado y real para las pruebas realizadas en este trabajo.

Los parámetros que proporcionan una respuesta a la presencia de los factores en un experimento, llamados variables respuesta, son representados por las mediciones que se realizaron en el influente y efluente producido en todos los experimentos realizados. Las variables de respuesta seleccionadas fueron las siguientes:

- Clorofila-a residual ($\mu\text{g/L}$)
- Turbiedad residual (UNT)
- Color- aparente residual (U Pt-Co)

Además de los parámetros anteriores, se midieron los sólidos producidos en los lodos generados.

Tabla 4.4 Valores codificados y reales de los niveles para los cuatro factores evaluados

FACTORES	NIVEL					UNIDADES
	-1.547	-1	0	1	1.547	
Clorofila-a (conc. de algas)	10	22	45	68	80	$\mu\text{g/L}$
Pre-oxidante (NaOCl y ClO ₂)	0	0.9	2.5	4.1	5	mg/L
Tiempo de flotación	5	6.8	10	13.2	15	min
Coagulante 1	1	1.71	3	4.29	5	mg/L
Floculante 1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	mg/L
Coagulante 2	4	10.36	22	33.64	40	mg/L
Floculante 2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	mg/L

Mediante el uso del paquete estadístico STAGRAPHS XV, que considera los factores y las variables respuesta, se generó una matriz experimental donde se observan las diferentes pruebas o tratamientos con un orden aleatorio, así como los valores codificados de los niveles para cada factor. La Tabla 4.5 muestra el ejemplo de la matriz experimental para una de las combinaciones evaluadas, el resto de la información se presenta en el Anexo I.

Tabla 4.5 Matriz de valores codificados y reales de los niveles de los factores a evaluar para la combinación Preox1-Coag1-Floc1

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria								
Prueba	Valor Codificado				Valor Real			
	Clorofila-a	Preoxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación	Clorofila-a	Pre-oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación
					µg/L	mg/L	mg/L	min.
1	-1.547	0	0	0	10.0	2.5	3.0	10.0
2	1	1	-1	1	67.6	4.1	1.7	13.2
3	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
4	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
5	-1	-1	1	-1	22.4	0.9	4.3	6.8
6	1.547	0	0	0	80.0	2.5	3.0	10.0
7	0	0	-1.547	0	45.0	2.5	1.0	10.0
8	-1	1	-1	1	22.4	4.1	1.7	13.2
9	1	1	1	1	67.6	4.1	4.3	13.2
10	-1	1	-1	-1	22.4	4.1	1.7	6.8
11	1	-1	1	1	67.6	0.9	4.3	13.2
12	0	0	0	1.547	45.0	2.5	3.0	15.0
13	1	-1	1	-1	67.6	0.9	4.3	6.8
14	-1	-1	1	1	22.4	0.9	4.3	13.2
15	0	1.547	0	0	45.0	5.0	3.0	10.0
16	1	1	-1	-1	67.6	4.1	1.7	6.8
17	-1	1	1	-1	22.4	4.1	4.3	6.8
18	1	1	1	-1	67.6	4.1	4.3	6.8
19	0	-1.547	0	0	45.0	0.0	3.0	10.0
20	1	-1	-1	-1	67.6	0.9	1.7	6.8
21	-1	1	1	1	22.4	4.1	4.3	13.2
22	-1	-1	-1	-1	22.4	0.9	1.7	6.8
23	-1	-1	-1	1	22.4	0.9	1.7	13.2
24	0	0	0	-1.547	45.0	2.5	3.0	5.0
25	1	-1	-1	1	67.6	0.9	1.7	13.2
26	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
27	0	0	1.547	0	45.0	2.5	5.0	10.0

En la tabla anterior se muestran los 27 experimentos, sin su duplicado, para uno de los cuatro grupos de preoxidante-coagulante-floculante evaluados, siendo esta matriz experimental idéntica en los valores codificados, para cada grupo de reactivos evaluado.

4.3 Análisis estadístico de los resultados experimentales

Se realizó el análisis estadístico de los datos obtenidos en las pruebas de tratabilidad evaluadas, mediante el uso el paquete estadístico Statgraphics Centurion® XV.I. El análisis utilizado fue el de varianza (ANOVA) y la estimación de los coeficientes de regresión de un modelo matemático lineal o de segundo grado, de acuerdo al que tenga un mejor ajuste, en función de los factores estudiados. Estos modelos se utilizaron para calcular los valores residuales de los parámetros de respuesta que indican la calidad del agua (clorofila-a, turbiedad y color) evaluados en este trabajo. Los análisis ANOVA permiten determinar la significancia de los factores o variables, así como la precisión y el ajuste de los modelos matemáticos.

4.3.1 Modelos estadísticos

Para calcular cada uno de los valores residuales de clorofila-a, color y turbiedad, se desarrolló un modelo matemático, que presenta la siguiente forma general (Ecuación 4.4).

$$y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \dots + \beta_ix_i + \beta_{11}x_1x_1 + \beta_{11}x_1x_2 + \dots + \beta_{ij}x_ix_j + \varepsilon$$

Ecuación 4.4

En esta forma general del modelo las literales β_i representan los valores de los coeficientes para efectos principales de los factores estudiados y β_{ij} representa los coeficientes para los efectos secundarios o interacciones de factores. En el modelo estadístico el error que proviene de fuentes externas se representa como ϵ . Este error no puede ser controlado y aparece en todos los modelos estadísticos, pues es originado por particularidades del experimentador, la manera de ejecución de las técnicas experimentales, defectos en el instrumento de medición, entre otros, siendo la responsabilidad del experimentador que su magnitud sea la menor posible.

El análisis de regresión estadística permite determinar la relación entre los factores y los valores de las variables respuesta, estableciendo relaciones funcionales entre una variable estimada (y) y las variables de estudiadas x_1, x_2, \dots, x_i , ya sean de tipo lineal o cuadráticas, para ajustar un modelo matemático que minimice el error residual que representa la suma de cuadrados de las desviaciones entre los valores experimentales y los estimados por el modelo. Los cálculos involucrados en la regresión proporcionan valores estimados de coeficientes de regresión para que conformen un modelo que se ajuste de la mejor manera a los datos experimentales. Para cada modelo desarrollado es necesario evaluar su significancia estadística mediante algunos parámetros estadísticos que se describen más adelante (Noordin *et al.*, 2004).

4.3.1.1 Parámetros de validez estadística

Existen algunos parámetros que sirven para evaluar la validez estadística de los modelos desarrollados y fueron calculados para tal propósito en este trabajo. Dichos parámetros se describen brevemente en la Tabla 4.6. Para una explicación más amplia de dichos parámetros puede consultarse el Anexo V.

4.4 Sistemas experimentales

Las pruebas de jarras constituyen una metodología que permite la simulación a escala laboratorio de las principales condiciones de operación de los procesos de coagulación-floculación- FAD en el tratamiento de agua. Lo anterior es posible gracias a que los sistemas de prueba de jarras permiten el control de la velocidad y el tiempo del mezclado mecánico para obtener diferentes gradientes.

Las pruebas fueron realizadas por lote en un equipo de prueba de jarras para flotación con aire disuelto, marca ECE modelo DBT6 para seis pruebas simultáneas, como el que muestra la Figura 4.3.



Figura 4.3 Equipo de pruebas de coagulación-floculación con flotación con aire disuelto

La configuración de las jarras es cuadrada con una capacidad de 1L, hechas de acrílico transparente y constan de un puerto de muestreo a 6 cm de la base de la jarra, de donde fue muestreada el agua tratada (ver Figura 4.4).

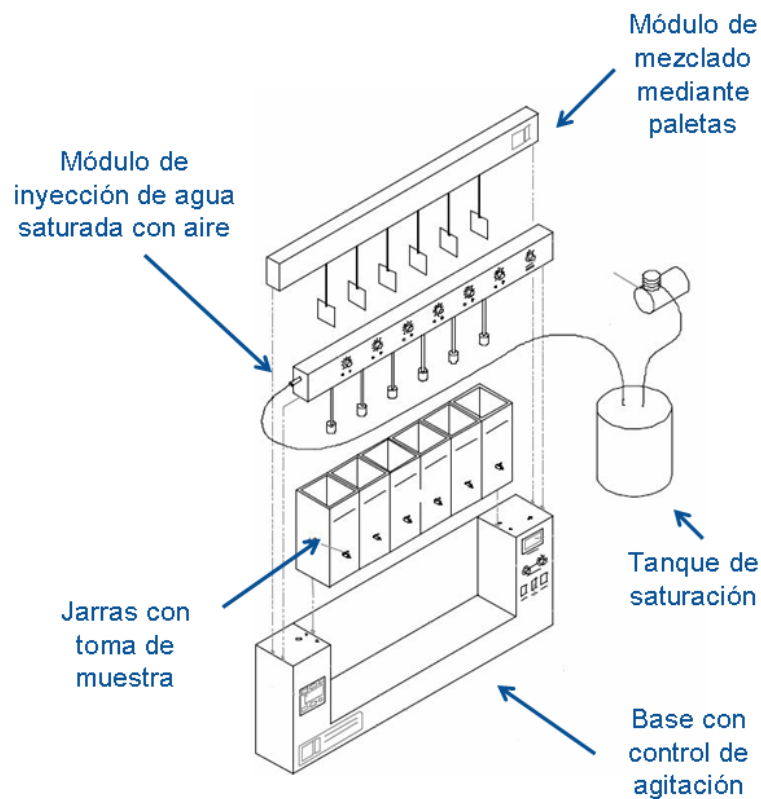


Figura 4.4 Diagrama del equipo de flotación con aire disuelto

Tabla 4.6 Parámetros estadísticos para la validación de los modelos matemáticos desarrollados

Parámetro estadístico	Descripción
<p>Prueba de significancia del modelo de regresión</p>	<p>Se realiza como una prueba ANOVA mediante el cálculo del valor F, el cual representa la razón entre el cuadrado medio de la regresión y el cuadrado del error medio. Este cociente es utilizado para medir la significancia del modelo bajo investigación con respecto a la varianza de todos los términos incluidos en el término del error en un nivel α deseado de significancia</p>
<p>Prueba de significancia individual para los coeficientes</p>	<p>Implica la determinación del valor P (<i>pvalue</i>) o valor de probabilidad en una prueba F, usualmente relacionado con el riesgo del falso rechazo de una hipótesis dada, que nos indica la proporción (en términos de probabilidad) en la que se podría esperar tener el valor F establecido si la ausencia de efecto de un factor es significativa.</p>
<p>Lack of Fit o “Falta de ajuste”</p>	<p>El parámetro “Lack of Fit”, traducido como “Falta de ajuste” indica cuan adecuado es el modelo, ya que se obtiene de la diferencia entre los residuales y el error puro de la experimentación de manera que se diferencia el error de los valores establecidos por el modelo de tal manera que si el valor P (<i>pvalue</i>), en la tabla de ANOVA para este parámetro, es igual o mayor a 0.05 entonces indica que el modelo es adecuado para representar los datos observados en la experimentación, con un nivel de confianza del 95%</p>
<p>Precisión adecuada</p>	<p>La precisión adecuada (<i>adequate precision</i>) compara el rango de los valores predichos en los puntos de diseño con el promedio del error predicho. Valores mayores a 4 indican una adecuada discriminación del modelo</p>
<p>Valor R^2</p>	<p>En el diseño de experimentos R^2 es una medida de cuanto se reduce la variabilidad de la respuesta obtenida por los factores independientes en el modelo. Sin embargo, un valor grande de R^2 no implica que el modelo matemático de la regresión tenga un muy buen ajuste. El valor de R^2 se incrementa con la adición de variables al modelo sin importar que la variable que se adiciona es estadísticamente significativa o no. Es así como es posible obtener modelos que tienen valores altos de R^2 pero arrojan pobres predicciones de nuevas observaciones o estimaciones de respuestas promedio.</p>

4.5 Técnica experimental

A continuación se describe la técnica experimental realizada en el tren de tratamiento aplicado:

- 1) Preparación de las mezclas de agua cruda para obtener los cinco niveles del valor inicial de clorofila-a, según lo indicado en la matriz de experimentos.
- 2) Medición de los parámetros iniciales de turbiedad, color, pH y concentración de clorofila-a del agua cruda a tratar.
- 3) Adición de un litro de agua a tratar homogeneizada en cada una de las jarras del equipo empleado.
- 4) Colocación de las jarras conteniendo el agua en el equipo de prueba de jarras y ajustar el control de velocidad de los agitadores a 300 rpm (velocidad A), dejando transcurrir 10 segundo (tiempo A) para homogeneizar el agua cruda.
- 5) Al término del tiempo A, se adiciona en cada una de las jarras la dosis correspondiente de pre-oxidante especificada en la matriz de experimentos con una velocidad de 300 rpm (velocidad B) durante 10 segundos (tiempo B).
- 6) Finalizado el tiempo B, se adiciona la dosis de coagulante correspondiente y se dejan transcurrir 10 segundos a la misma velocidad de agitación (tiempo C y velocidad C).
- 7) Después del tiempo C, se reduce la velocidad de agitación de manera gradual en tres etapas (velocidad D, E y F), con los valores que utiliza la planta potabilizadora Los Berros, conservando cada valor durante un tiempo determinado (tiempo D, E y F). La Tabla 4.7 muestra los valores de velocidad y tiempo de agitación en la etapa de pre-oxidación, coagulación y floculación.
- 8) Una vez terminado el tiempo E, se adiciona la correspondiente dosis de floculante a cada jarra, de acuerdo a las condiciones especificadas en la matriz experimental para la prueba a realizar, con la velocidad y tiempo determinados (velocidad y tiempo F).

Tabla 4.7 Tiempos y velocidades de agitación en las etapas del tren de tratamiento para la realización de las pruebas de jarras

Proceso	Dosificación	Velocidades de Agitación (RPM)	Tiempo (min.' s'')	Tiempo acumulado (min.' s'')
Homogenización		300 (v A)	10'' (t A)	10''
Pre-oxidación	Pre-oxidante	300 (v B)	10'' (t B)	20''
Coagulación	Coagulante	300 (v C)	10'' (t C)	30''
Floculación	Floculante	60 (v D)	4' 40'' (t D)	5' 10''
		45 (v E)	4' 40'' (t E)	9' 50''
		30 (v F)	15'' (t F)	24' 50''

- 9) La agitación se detiene al término del tiempo F y se inyecta el volumen de agua saturada establecido, el cual se fijó en 100 mL aproximadamente y que representan un 10% de recirculación. El agua saturada con aire comprimido a 85 psi (5.78 atm) es liberada presión atmosférica por medio de los difusores del equipo, liberando burbujas microscópicas ascendentes que realizaran el proceso de separación.
- 10) Se deja transcurrir el tiempo de flotación establecido por la matriz de diseño experimental.
- 11) Tomar tres alícuotas de agua en viales de 120 mL para realizar la medición de los parámetros requeridos.
- 12) Adicionalmente, se determina el contenido sólidos suspendidos totales a los lodos producidos, con ayuda de un sistema de filtración al vacío con filtros GF/A marca Millipore previamente acondicionados a peso constante. El agua que contiene el material flotado se vierte sobre el filtro cuidando de no romper los flóculos formados. Una vez filtrados los sólidos se suspende el vacío y el filtro se coloca en una estufa a una temperatura de 105° C, durante 1 hora para posteriormente colocarlos en un desecador y pesarlos a temperatura ambiente.

4.6 Métodos analíticos

Las técnicas analíticas que fueron utilizadas en la determinación de los parámetros a medir en el agua cruda así como en la tratada, se enlistan a continuación en la Tabla 4.8 (APHA *et al.*, 1998; HACH, 1998; Gómez *et al.*, 2009). En el Anexo II se presenta la descripción detallada de las mismas.

La concentración de clorofila-*a* como parámetro indirecto de la presencia de algas se midió de acuerdo a la técnica que reporta Gómez *et al.*, (2009), similar a la que recomienda la USEPA (1997), pero con modificaciones tales como el volumen de acetona utilizado, tiempo de extracción, diferencia en la maceración de las muestras y la filtración final de las muestras en lugar de una centrifugación. La descripción de esta la técnica se muestra en el Anexo II

Tabla 4.8 Técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros fisicoquímicos evaluados en el estudio

PARÁMETRO	MÉTODO	MATERIALES Y REACTIVOS
Clorofila-a, µg/L	Gómez <i>et al.</i> , 2009	Consultar Anexo II
Color, U Pt-Co	Método espectrofotométrico 2120 C, APHA <i>et al.</i> , 1998	Espectrofotómetro HACH TM DR/2010
Turbiedad, UNT	Método analítico estándar 2130 B, USAEPA, 2003	Turbidímetro Turbiquant ^R 1000 de Merck TM
Sólidos suspendidos totales, mg/L	Método estandar para sólidos suspendidos totales SM 2540-D, Standard Methods Committee, 1997. NMX-AA-034-SCFI-2001	Sistema de filtración al vacío, filtros GF/A Millipore ^R , estufa, mufla y balanza analítica.
Cloro libre residual, mg/L	Método colorimétrico DPD 10069, HACH Company, 2008.	Espectrofotómetro HACH ^R DR/5000, DPD Reactivo para cloro libre HACH ^R cat. 14070-99
Dióxido de cloro, mg/L	Método colorimétrico DPD, APHA <i>et al.</i> , 1998	Espectrofotómetro Merck Nova 60

5. RESULTADOS

En este capítulo se presentan y analizan los resultados obtenidos primeramente de los muestreos y la caracterización del agua cruda en la PPLB y la presa Valle de Bravo, posteriormente se hace lo mismo con los datos de las pruebas de pre-oxidación-coagulación-floculación-FAD. En este último caso, también se presenta el análisis estadístico y los modelos desarrollados así como la optimización de sus factores para determinar la mejor combinación de reactivos aplicados en el tren de tratamiento en cuanto a remoción de algas (clorofila-a), turbiedad y color.

5.1 Caracterización del agua cruda proveniente del TRAC de la PPLB y la PVB

La concentración de clorofila-a en los concentrados de algas producidos a partir de las muestras colectadas en la presa Valle de Bravo se muestra en la Tabla 5.1, donde el volumen de cada muestra concentrada fue de aproximadamente 20 L.

Tabla 5.1 Concentración de clorofila-a de las muestras colectadas durante los muestreos realizados en la PVB

Fecha de Muestreo	No. Concentrado	Clorofila-a (µg/L)
Diciembre 09, 2010	CC1	42
	CC2	240
	CC3	91
	CC4	135
Diciembre 14,2010	C1	510
	C2	419
Enero 17, 2011	A1	701
	A2	1,417
	A3	637
	A4	1,384
	A5	1,080
	A6	793
	A7	661
	A8	948

La caracterización realizada al agua proveniente del TRAC de la PPLB se presenta a continuación en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2 Caracterización del agua cruda proveniente del TRAC de la PPLB

Muestra	Clorofila-a µg/L	Color U Pt-Co	Turbiedad UNT	Coliformes totales, UFC/100 mL	pH
TRAC 1	5.74	49.5	11.4	60	6.35
TRAC 2	3.65	45.0	11.0	54	6.67
TRAC 3	3.55	46.5	10.6	66	6.80
TRAC 4	3.89	36.5	9.5	46	6.75
TRAC 5	5.88	43.5	10.3	110	6.93

Con base en el valor de la concentración de clorofila-a de los concentrados de algas de la PVB y del agua cruda proveniente del TRAC de la PPLB se realizó un balance de materia para calcular los volúmenes necesarios para mezclar estos dos tipos de agua y así conseguir el nivel de clorofila-a requerido por el diseño experimental que se aplicó.

A continuación se presentan las ecuaciones del balance de materia aplicado para calcular los volúmenes de agua cruda del TRAC (V_1) y de los concentrados de algas de la PVB (V_2) que fueron mezclados para preparar 20 litros de agua a tratar (V_3) con una valor de concentración o nivel inicial de clorofila-a (C_3).

Ecuaciones de balance de materia:

$$C_1V_1 + C_2V_2 = C_3V_3 \quad \text{Ecuación 5.1}$$

$$V_1 + V_2 = V_3 \quad \text{Ecuación 5.2}$$

Donde:

C1 : concentración de clorofila-a del TRAC, µg/L
 C2 : concentración de clorofila-a del concentrado, µg/L
 C3 : concentración requerida del nivel establecido, µg/L

V1 : Volumen requerido de agua de TRAC, L
 V2 : Volumen requerido de concentrado, L
 V3 : Volumen requerido de agua al nivel establecido, L

Para poder dar solución a las dos ecuaciones anteriores despejamos V_1 de la Ecuación 5.2 y la sustituimos en la Ecuación 5.1, como a continuación se muestra:

$$V_1 = V_3 - V_2 \quad \text{Ecuación 5.3}$$

$$C_1(V_3 - V_2) + C_2V_2 = C_3V_3 \quad \text{Ecuación 5.4}$$

Reordenando y factorizando los términos V_2 y V_3 se obtiene lo siguiente:

$$V_2(C_2 - C_1) = V_3(C_3 - C_1) \quad \text{Ecuación 5.5}$$

$$V_2 = \frac{V_3(C_3 - C_1)}{(C_2 - C_1)} \quad \text{Ecuación 5.6}$$

De esta forma, las incógnitas V_1 y V_2 se pueden obtener aplicando las ecuaciones anteriores para realizar su mezcla y obtener el valor de clorofila-a inicial.

Para cada uno de los cinco niveles de clorofila-a inicial en agua cruda, que fueron preparados para realizar las pruebas, se realizó la medición de color, turbiedad y pH. Los resultados se muestran en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3 Caracterización del agua cruda para los cinco niveles preparados de clorofila-a del agua utilizada en las pruebas de tratamiento

Nivel codificado de clorofila-a	Clorofila-a inicial	Color	Turbiedad	pH
	µg/L	U Pt-Co	UNT	---
-1.54671	10	50.5	11.82	7.08
-1	22	82.5	17.21	6.77
0	45	84.1	21.51	6.62
1	68	134.5	36.21	6.57
1.54671	80	169.3	40.27	6.78

De los datos anteriores se observa que conforme aumenta la concentración de clorofila-a en el agua, también aumentan los valores de color y turbiedad, este último parámetro de manera no muy significativa, que era lo que se requería. El color aumenta de manera significativa pero es lo esperado en un agua conforme aumenta el contenido de algas. El valor de pH no presenta cambios pues permaneció prácticamente igual para todas las concentraciones de clorofila-a.

5.2 Pruebas de tratamiento

Una vez preparada el agua a tratar, se procedió a realizar las pruebas de pre-oxidación-coagulación-floculación-FAD conforme al orden aleatorio de la matriz de experimentos.

Los resultados obtenidos se presentan en forma de tablas de resultados de laboratorio para las cuatro combinaciones de preoxidante-coagulante-floculante evaluadas, con su respectiva tabla de réplicas que pueden consultarse en el Anexo III. En estas tablas aparecen los factores estudiados con sus respectivos niveles codificados y los valores en las respuestas de parámetros residuales de color, turbiedad, pH, clorofila-a, pre-oxidante y sólidos de lodo. La Tabla 5.4 y 5.5 muestran los ejemplos de los resultados obtenidos para el caso de las combinaciones de Preox1-Coag1-Floc1 (Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria) y Preox1-Coag2-Floc2 (Hipoclorito de sodio-Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio) respectivamente.

Tabla 5.4 Resultados obtenidos en laboratorio para la combinación Preox1-Coag1-Floc1

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria									
Prueba	Factores con niveles reales				Respuestas				
	Clorofila -a inicial	Pre-oxidante mg/L	Coagulante mg/L	Tiempo de flotación	Clorofila-a residual	Turbiedad	Color	Sólidos de Lodo	pH
---	µg/L	mg/L	mg/L	min.	µg/L	UNT	u Pt-Co	mg/L	---
1	10.0	2.5	3.0	10.0	0.003	0.01	2.8	7.30	6.96
2	22.4	0.9	1.7	6.8	0.000	0.04	8.0	13.05	6.96
3	22.4	0.9	1.7	13.2	0.000	0.03	8.5	14.25	7.13
4	22.4	0.9	4.3	6.8	0.047	0.01	4.8	15.45	7.02
5	22.4	0.9	4.3	13.2	0.077	0.11	3.5	12.25	6.94
6	22.4	4.1	1.7	6.8	0.048	1.31	9.0	11.70	6.83
7	22.4	4.1	1.7	13.2	0.000	0.54	3.8	13.05	7.12
8	22.4	4.1	4.3	6.8	0.006	0.01	1.3	14.8	7.23
9	22.4	4.1	4.3	13.2	0.000	0.01	9.3	14.85	7.17
10	45.0	0	3.0	10.0	0.016	0.01	7.5	17	7.09
11	45.0	2.5	1.0	10.0	0.061	4.39	25.8	16.65	7.04
12	45.0	2.5	3.0	5.0	0.038	0.01	1.0	21.35	7.16
13	45.0	2.5	3.0	10.0	0.050	0.01	1.8	19.35	6.89
14	45.0	2.5	3.0	10.0	0.019	1.02	5.3	15.2	6.99
15	45.0	2.5	3.0	10.0	0.018	0.01	5.8	21.05	7.23
16	45.0	2.5	3.0	15.0	0.000	0.11	4.8	19.00	7.18
17	45.0	2.5	5.0	10.0	0.005	0.06	4.8	19.8	7.19
18	45.0	5.0	3.0	10.0	0.032	0.01	3.8	16.7	7.16
19	67.6	0.9	1.7	6.8	0.185	1.08	19.3	29.2	7.31
20	67.6	0.9	1.7	13.2	0.229	1.25	11.5	25.45	7.13
21	67.6	0.9	4.3	6.8	0.046	0.39	3.5	34.25	7.18
22	67.6	0.9	4.3	13.2	0.013	0.06	4.5	24.5	7.18
23	67.6	4.1	1.7	6.8	0.010	0.01	2.3	22.9	7.31
24	67.6	4.1	1.7	13.2	0.009	0.29	4.5	25.35	7.30
25	67.6	4.1	4.3	6.8	0.000	0.71	3.0	29.3	6.70
26	67.6	4.1	4.3	13.2	0.032	1.27	6.3	25.65	6.83
27	80.0	2.5	3.0	10.0	0.039	0.01	4.8	30.7	6.90

Tabla 5.5 Resultados obtenidos en laboratorio para la combinación Preox1-Coag2-Floc2

Hipoclorito de sodio-Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio									
Prueba	Factores con niveles reales				Respuestas				
	Clorofila-a inicial	Pre-oxidante	Coagulante	Tiempo de flotación	Clorofila-a residual	Turbiedad	Color	Sólidos de Lodo	pH
---	µg/L	mg/L	mg/L	min.	µg/L	UNT	u Pt-Co	mg/L	---
1	10.0	2.5	22.0	10.0	0.00	1.58	15.00	40.20	5.62
2	22.4	0.9	10.4	6.8	0.07	0.05	6.25	27.35	6.14
3	22.4	0.9	10.4	13.2	0.00	0.01	6.25	27.45	5.66
4	22.4	0.9	33.6	6.8	0.00	3.95	30.25	66.50	5.94
5	22.4	0.9	33.6	13.2	0.00	3.09	29.50	69.00	4.51
6	22.4	4.1	10.4	6.8	0.00	0.60	13.50	32.90	5.54
7	22.4	4.1	10.4	13.2	0.00	0.66	10.75	58.50	7.21
8	22.4	4.1	33.6	6.8	0.00	3.45	30.50	59.25	6.94
9	22.4	4.1	33.6	13.2	0.00	2.48	26.00	60.40	5.17
10	45.0	0	22.0	10.0	8.13	4.48	42.50	44.85	6.63
11	45.0	2.5	4.0	10.0	0.00	0.30	8.50	13.95	5.27
12	45.0	2.5	22.0	5.0	0.00	2.40	12.50	50.35	6.02
13	45.0	2.5	22.0	10.0	0.00	2.06	10.00	51.95	5.4
14	45.0	2.5	22.0	10.0	0.00	2.87	10.00	51.65	5.36
15	45.0	2.5	22.0	10.0	0.46	2.45	36.00	26.95	6.53
16	45.0	2.5	22.0	15.0	0.00	4.17	39.00	52.05	7.09
17	45.0	2.5	40.0	10.0	0.13	6.32	28.00	40.50	5.69
18	45.0	5.0	22.0	10.0	0.00	2.25	15.50	52.30	5.68
19	67.6	0.9	10.4	6.8	0.55	0.51	8.25	42.40	6.09
20	67.6	0.9	10.4	13.2	0.59	2.07	11.50	23.55	6.73
21	67.6	0.9	33.6	6.8	0.00	3.26	26.50	86.70	5.33
22	67.6	0.9	33.6	13.2	0.06	5.89	40.25	79.95	6.8
23	67.6	4.1	10.4	6.8	0.00	0.01	1.75	51.25	6.88
24	67.6	4.1	10.4	13.2	0.00	0.16	7.75	45.35	6.22
25	67.6	4.1	33.6	6.8	0.00	3.31	23.75	83.35	6.17
26	67.6	4.1	33.6	13.2	0.00	2.26	33.00	77.25	5.59
27	80.0	2.5	22.0	10.0	0.00	2.32	19.00	63.65	4.45

Con los resultados obtenidos se elaboraron gráficas comparativas que ilustran el desempeño de cada combinación aplicada de reactivos; los valores residuales de clorofila-*a*, turbiedad, color y cantidad producida o producción de lodos, se presentan más adelante.

Los criterios de calidad de agua, es decir, los parámetros y sus límites permisibles utilizados en la presentación y análisis de los resultados obtenidos fueron: color de 5 unidades Pt-Co (valor que debe cumplir el organismo operador con el organismo distribuidor), turbiedad residual de máximo 5 UNT (modificación del año 2000 de la NOM-127-SSA1-2000); un valor máximo de clorofila-*a* de 3 µg/L, determinado en el estudio de Ramírez Zamora *et al.*, (2008) como límite para no tener taponamiento significativo de los filtros de la planta potabilizadora en cuestión.

Es necesario mencionar que los efluentes producidos en estas pruebas no fueron sometidos a una etapa de filtración, pero si el efluente clarificado cumple con los valores límites establecidos para este trabajo, el filtrado cumplirá también con el valor límite de la norma NOM-127-SSA1-2000.

5.3 Resultados de la matriz de experimentos de las pruebas de Pre-oxidación-Coagulación-Floculación-FAD

A continuación se presentan de manera comparativa las gráficas de cada una de las respuestas evaluadas en las pruebas de tratamiento utilizando las cuatro combinaciones de reactivos estudiadas. La Figura 5.1 muestra las gráficas para los valores de clorofila-*a* residual, turbiedad residual, color residual, y sólidos totales o producción de lodos.

Para el caso de la clorofila-*a* los valores residuales se presentan en un intervalo de 0 a 8.13 µg/L, de manera general, es decir tomando en cuenta la aplicación de los cuatro grupos de sustancias químicas aplicadas. Sin embargo, el uso del coagulante 1 (Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio)-floculante 1 (poliamina cuaternaria) junto con el hipoclorito de sodio como pre-oxidante presentó los mejores resultados.

En cuanto a la turbiedad residual se presentan resultados en un intervalo que oscila entre 0 a 11.56 UNT, siendo el grupo Coag1/Floc1 (Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de

polidialildimetilamonio/Poliamina cuaternaria) el que también presenta los mejores resultados. Para el caso de color residual, los datos se sitúan en un intervalo de 1 a 57 U Pt-Co. Tomando en cuenta el nivel máximo establecido para este trabajo (5 U PT-Co), se observa, que el uso del coagulante 1 presenta los mejores resultados con ambos pre-oxidantes, respecto al uso del coagulante 2.

En cuanto a los sólidos suspendidos totales de los lodos producidos, es evidente que el uso del sulfato de aluminio genera una cantidad significativamente mayor (aproximadamente el doble) respecto a la generada con el polímero orgánico, independientemente del pre-oxidante utilizado.

Las Figuras 5.2 y 5.3 muestran las superficies respuesta para los valores de clorofila-a residual como función de la dosis de coagulante y oxidante. Se presentan 3 gráficos por cada combinación de reactivos aplicados, cada una con un nivel de clorofila-a inicial diferente por lo que se refleja el efecto de este factor cuando se presentan niveles bajos medios y altos (-1.54671,0 y 1.54671) de clorofila-a inicial. El nivel del factor de tiempo de flotación se fijó, en estas gráficas, en un valor codificado de 0 (10 min) con la finalidad de presentar solamente un número determinado de superficies respuesta para hacer evidente el efecto de los otros 3 factores.

Lo que nos muestran las superficies respuesta es el comportamiento del factor respuesta, en este caso clorofila-a residual, cuando varían los niveles de los factores que la afectan. En el caso del factor clorofila-a inicial, cuando aumenta su valor los valores residuales son mayores, es decir que existiendo un nivel mayor de contaminación por presencia de algas se esperarían valores residuales mayores aplicando el tratamiento evaluado, sin embargo no todos los tratamientos aplicados sobrepasan el límite de clorofila-a residual. El efecto de la clorofila-a inicial sobre la turbiedad y el color residual fue similar pero en menor medida.

La combinación Preoxidante 1-Coagulante/Floculante 1 presenta los valores más bajos y muy cercanos a cero de clorofila-a residual. Respecto a los valores de color y turbiedad residual, esta combinación presenta también los valores más bajos pero específicamente con valores medios y altos de dosis de coagulante, así como de oxidante. Las superficies de respuesta para los factores respuesta de turbiedad y color residual se presentan en el Anexo IV.

Para realizar una comparación de manera general entre las combinaciones de reactivos utilizados, a continuación se presentan los porcentajes de aprobación respecto al límite establecido para los parámetros de respuesta: La mejor combinación fue Preoxidante 1-Coagulante-Floculante 1 (Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria), que presentó un 100% de efluentes que cumplieron con los valores límite seleccionados en este trabajo para clorofila-a y turbiedad, 59% de efluentes producidos cumplen el límite para color, en comparación con la combinación que le sigue de Pre-ox2-Coag1/Floc1 (Dióxido de cloro-Cloruro de polidialildimetilamonio/Poliamina cuaternaria) con 93% de aprobación en clorofila-a, 85% en turbiedad y 22% en color.

Por lo anterior, se considera que el uso de hipoclorito de sodio como pre-oxidante combinado con el coagulante orgánico Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio (coagulante 1) proporciona un desempeño aceptable debido a que presenta valores residuales menores, principalmente de clorofila-a, turbiedad y color, respecto al uso del dióxido de cloro, cumpliendo los con los valores límite establecidos en este trabajo y los dos últimos parámetros con lo señalado por la modificación a la NOM-127-SSA1-1994.

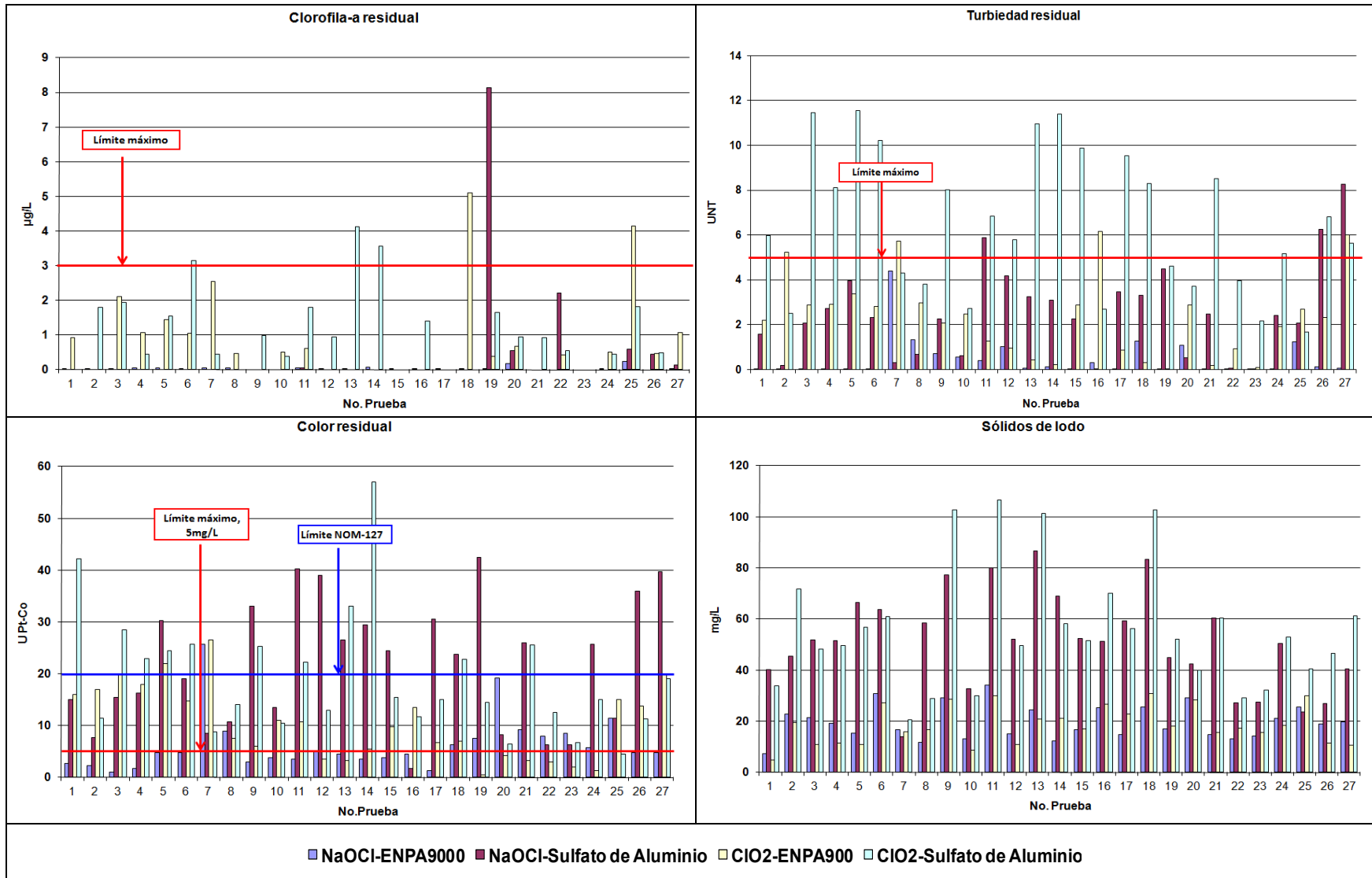


Figura 5.1. Valores residuales de los parámetros medidos en el efluente del tren de tratamiento aplicado para las cuatro combinaciones de reactivos evaluados

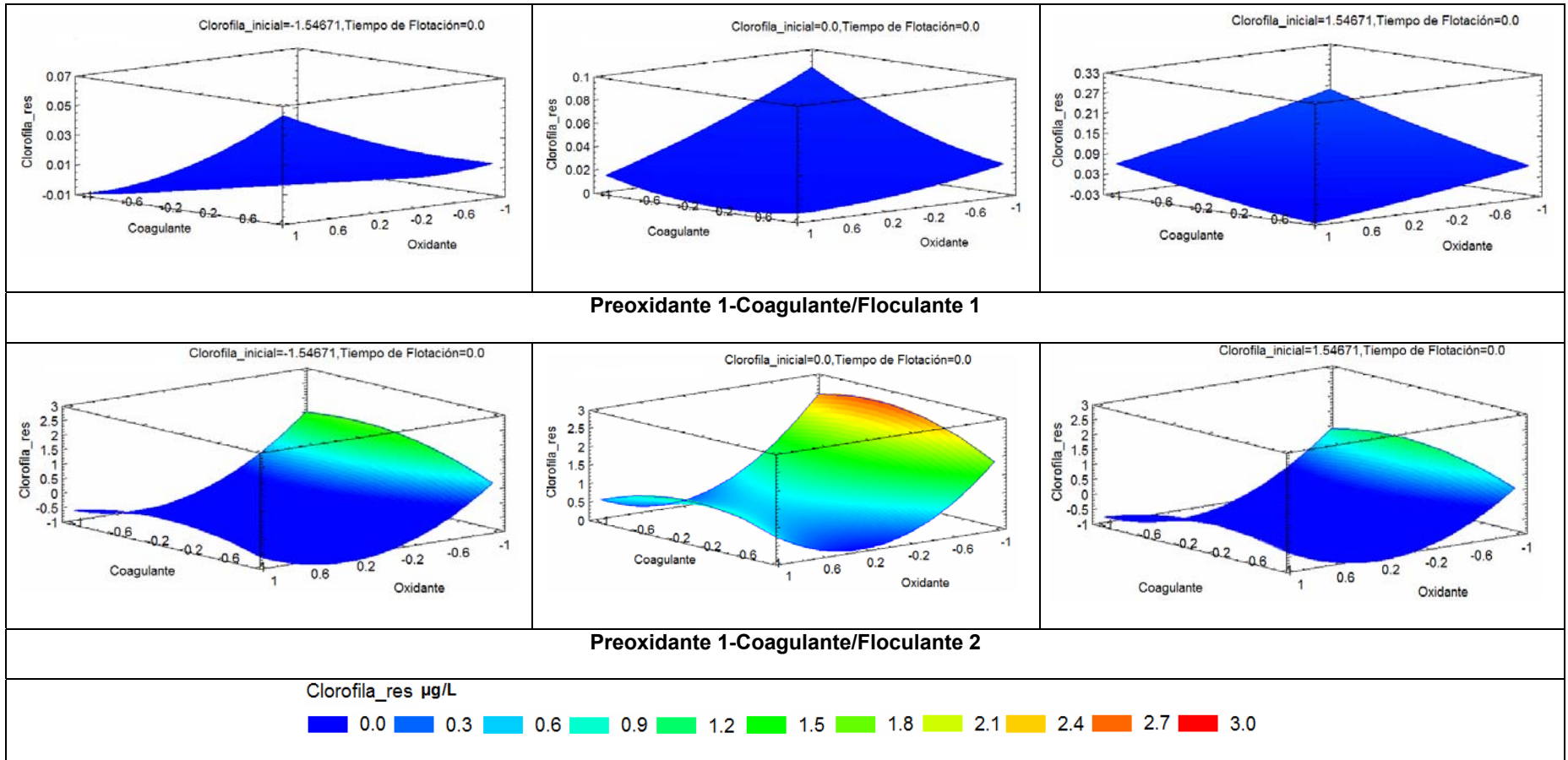


Figura 5.2 Superficies de respuesta para clorofila-a residual como función de la dosis de coagulante y oxidante con tres valores de clorofila-a inicial y tiempo de flotación fijo de las combinaciones Preoxidante 1-Coagulante/Floculante 1 y Preoxidante 1-Coagulante/Floculante 2

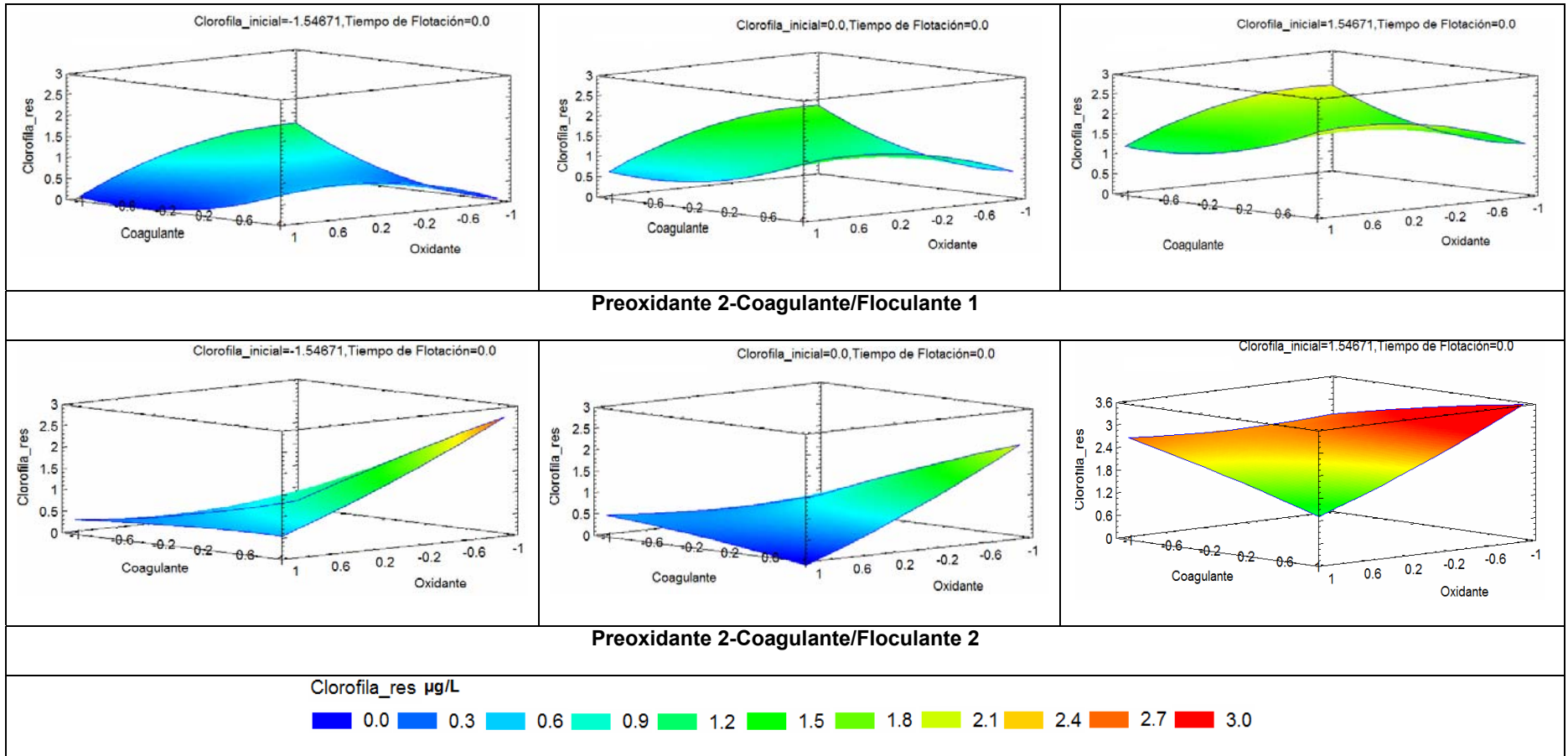


Figura 5.3 Superficies de respuesta para clorofila-a residual como función de la dosis de coagulante y oxidante con tres valores de clorofila-a inicial y tiempo de flotación fijo de las combinaciones Preoxidante 2-Coagulante/Floculante 1 y Preoxidante 2-Coagulante/Floculante 2

5.4 Análisis estadístico de los resultados experimentales

Los reportes de análisis de varianza ANOVA calculados por STATGRAPHICS presentan los parámetros estadísticos para la validación del modelo, además de la significancia estadística de los factores y cofactores o sus interacciones (Falta de ajuste y valor-P). El valor-P que se presenta para cada factor, representa la significancia estadística del efecto de cada uno de ellos, el error total y la falta de ajuste son parámetros que se presentan también en los reportes ANOVA. En la Tabla 5.6 se presenta un ejemplo del reporte del análisis estadístico de varianza aplicado para cada variable respuesta para el caso de clorofila-a residual de la combinación de Pre-ox1-Coag1/Floc1 (Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria). En el Anexo IV se tienen las tablas con la totalidad de los reportes ANOVA para cada variable respuesta de los cuatro grupos de sustancias químicas evaluadas.

5.4.1 Modelos estadísticos

Los modelos desarrollados a partir del análisis de regresión estadística proporcionaron los valores de los coeficientes de los factores y sus interacciones estudiados. En la Tabla 5.7 se enlistan dichos coeficientes para todos los factores de cada una de las combinaciones de sustancias químicas aplicadas.

5.4.1.1 Parámetros de validez estadística

En la Tabla 5.8 se muestra el resumen de los valores de los parámetros estadísticos antes descritos para todos los modelos desarrollados, con un nivel de confianza de 95%. En esta tabla se presentan tres valores: valor P del modelo, valor P de la falta de ajuste y la Precisión adecuada donde se marcan con color rojo los valores que no son aceptables para la aprobación del modelo. En general se puede observar que todos los modelos desarrollados a partir de los datos experimentales cumplen con los requisitos para considerarlos aceptables estadísticamente de al menos 2 de los 3 parámetros estadísticos comparados en este trabajo, por lo que se considera que todos los modelos desarrollados son validos con base en revisión de los parámetros estadísticos antes mencionados. El parámetro de precisión adecuada cumple con tener un valor >4 en todos los modelos, lo que significa que éstos permitirán obtener una predicción adecuada de los valores de los parámetros fisicoquímicos de calidad en el agua de estudio, con un nivel de confianza de

95%. De manera general, el valor P del modelo fue aceptable en un mayor número de casos

Tabla 5.6 Reporte del análisis de varianza (ANOVA) para la variable respuesta clorofila-a utilizando la combinación Pre-oxidante 1-Coagulante/Floculante 1

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria					
Clorofila-a residual					
Coeficiente	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	0.095	10.000	0.009	4.094	0.0005
A - Clorofila inicial	0.015	1.000	0.015	6.677	0.0132
B - Oxidante	0.021	1.000	0.021	9.062	0.0044
C - Coagulante	0.012	1.000	0.012	5.036	0.0300
D - Tiempo de flotación	0.001	1.000	0.001	0.589	0.4472
AB	0.016	1.000	0.016	6.739	0.0129
AC	0.023	1.000	0.023	9.823	0.0031
AD	0	1.000	0	0.033	0.8577
BC	0.005	1.000	0.005	2.228	0.1429
BD	0.001	1.000	0.001	0.497	0.4846
CD	0.001	1.000	0.001	0.257	0.6150
A ²	*	*	*	*	*
B ²	*	*	*	*	*
C ²	*	*	*	*	*
D ²	*	*	*	*	*
Residual	0.099	43.000	0.002		
Falta de ajuste	0.055	14.000	0.004	2.574	0.0153
Error total	0.044	29.000	0.002		
Cor Total	0.194	53.000			

Tabla 5.7 Coeficientes de los modelos desarrollados mediante el análisis de regresión estadística para cada variable respuesta de las cuatro combinaciones de reactivos químicos evaluados

Coeficientes		Preoxidante 1– Coagulante/floculante 1			Preoxidante 1– Coagulante/floculante 2			Pre-oxidante 2– Coagulante/floculante 1			Pre-oxidante 2– Coagulante/floculante 2		
		Clorofila-a residual	Turbiedad residual	Color residual	Clorofila-a residual	Turbiedad residual	Color residual	Clorofila-a residual	Turbiedad residual	Color residual	Clorofila-a residual	Turbiedad residual	Color residual
β_0	Constante	0.036	0.313	4.232	0.714	4.201	26.741	0.874	3.048	19.214	0.76	8.286	20.568
β_1	A-Clorofila inicial	0.019	0.144	0.474	-0.049	0.209	0.286	0.380	0.522	-0.714	0.52	-0.118	-2.587
β_2	B-Dosis Oxidante	-0.022	0.058	-1.446	-0.770	-0.450	-1.905	-0.090	0.618	-1.263	-0.55	0.093	-1.405
β_3	C-Dosis Coagulante	-0.017	-0.418	-3.042	-0.149	1.728	10.685	-0.064	-0.688	-4.235	0.26	2.599	7.847
β_4	D-Tiempo de flotación	0.006	0.099	-0.071	-0.102	0.203	2.153	-0.180	-0.198	-2.024	0.13	-0.364	1.307
β_{12}	AB	-0.022	0.000	-1.328	0.00	-0.380	-5.694	0.035	0.287	1.624	-0.01	0.171	2.547
β_{13}	AC	-0.027	0.098	-0.609	0.00	0.020	-1.797	0.053	-0.693	-2.583	-0.26	-0.301	-0.578
β_{14}	AD	-0.002	0.000	-1.672	0.145	0.319	0.922	0.057	0.357	-0.115	-0.13	-0.298	-3.203
β_{23}	BC	0.013	0.104	1.953	0.206	-0.217	2.516	0.458	-0.760	0.601	-0.59	-0.413	-4.109
β_{24}	BD	-0.006	0.000	1.078	0.133	-0.319	1.204	-0.459	0.250	0.976	0.00	0.483	0.141
β_{34}	CD	-0.004	0.000	0.422	0.140	-0.125	-0.922	-0.558	0.007	1.658	0.00	-0.166	2.453
β_{11}	A ²	0.000	-0.232	-0.877	-0.518	-1.064	-0.516	0.000	-0.367	-2.371	0.42	0.121	5.751
β_{22}	B ²	0.000	-0.232	-0.093	1.182	-0.471	-2.715	0.000	-0.812	-2.650	0.10	-0.239	-2.192
β_{33}	C ²	0.000	0.692	3.930	-0.491	-0.090	0.703	0.000	1.037	3.515	-0.15	-1.186	-2.662
β_{44}	D ²	0.000	-0.022	-0.287	-0.518	-0.504	0.733	0.000	-0.808	-2.614	0.05	-0.977	-2.610

Tabla 5.8 Valores de parámetros de validez estadística para los modelos matemáticos, desarrollados mediante el análisis de varianza, de las variables respuesta evaluadas para los pre-oxidantes-coagulantes-floculantes evaluados.

Pre-oxidante	Coagulante	Parámetro	Criterio de Validez	Color	Turbiedad	Clorofila-a	Pre-oxidante residual	SST Lodos	pH
Preoxidante 1 (Hipoclorito de sodio)	Coagulante 1 (Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio)	Valor P Modelo	<0.05	0.0021	0.0204	0.0005	<0.001	0.0056	<0.0001
		Valor P Falta de Ajuste	>0.05	0.2515	0.0475	0.0153	0.2582	0.9583	0.0301
		Precisión adecuada	>4	6.572	7.085	19.516	9.049	8.640	7.052
		Parámetros aprobados de 3		3	2	2	3	3	2
	Coagulante 2 (Sulfato de Aluminio)	Valor P Modelo	<0.05	<0.0001	0.0002	0.0055	<0.0001	<0.0001	<0.0001
		Valor P Falta de Ajuste	>0.05	0.7809	0.859	0.0775	<0.0001	0.1342	0.0004
		Precisión adecuada	>4	9.207	7.579	24.894	6.655	15.286	15.951
		Parámetros aprobados de 3		3	3	3	2	3	2
Preoxidante 2 (Dióxido de cloro)	Coagulante 1 (Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio)	Valor P Modelo	<0.05	0.0142	0.0006	0.2466	<0.0001	<0.001	0.0008
		Valor P Falta de Ajuste	>0.05	0.2260	0.6757	0.0559	0.0002	0.3201	0.3058
		Precisión adecuada	>4	6.439	7.799	14.057	4.792	6.304	6.847
		Parámetros aprobados de 3		3	3	2	2	3	3
	Coagulante 2 (Sulfato de Aluminio)	Valor P Modelo	<0.05	0.0337	0.0378	0.0028	<0.0001	0.0095	<0.0001
		Valor P Falta de Ajuste	>0.05	0.0551	0.0021	0.3292	<0.0001	0.7287	0.0124
		Precisión adecuada	>4	5.754	7.799	5.703	5.703	7.201	7.201
		Parámetros aprobados de 3		3	2	3	2	3	2

5.5 Optimización de los valores de los factores experimentales

Una vez que se determinó la validez estadística de los modelos desarrollados, se realizó la optimización de los valores de los factores estudiados, considerando los límites establecidos para este trabajo y los considerados por la norma para la calidad del agua potable (modificación de la NOM-127-SSA1-1994) de las variables respuesta evaluadas en el diseño experimental, que se muestran en la Tabla 5.9. Los valores mínimos que no se especifican en la normatividad fueron definidos con un valor mínimo límite de cero.

Tabla 5.9 Límites permisibles para las respuestas evaluadas en la experimentación, (NOM-127-SSA1-1994); (OWRB, 2005)*; (USEPA, 2005)**

Parámetro de Calidad	Mínimo	Máximo	Unidades
Color aparente	0	5	U Pt-Co
Turbiedad	0	5	UNT
Clorofila-a residual*	0	3	µg/L
pH final	6.5	8.5	---
Concentración residual de cloro libre	0.2	1.5	mg/L
Concentración residual de Dióxido de Cloro **	0.4	0.8	mg/L

La optimización se realizó por medio de la función “Solver” que contiene el programa Office Excel®, en la cual se calculan las raíces o valores determinados de una función directamente sobre las celdas de una hoja de cálculo sin conocer explícitamente el modelo a optimizar. Una subrutina solicita que se establezcan los valores que podrá modificar para conseguir el valor objetivo o el más cercano a éste.

Las principales restricciones matemáticas que considera la optimización son las siguientes:

- Los valores codificados alcanzados deben encontrarse en el intervalo de los niveles $-\alpha$ y $+\alpha$, cuyo valor codificado es: ± 1.54671 .
- Los valores estimados reales deben ser un número real positivo.

El programa de “Solver” minimiza el Valor Conjunto, que considera la suma de los valores estimados de cada parámetro: clorofila-a, turbiedad y color aparente, para la optimización. Es importante mencionar que esta herramienta proporciona las condiciones óptimas de manera individual para cada nivel de clorofila-a inicial, pues este parámetro no puede ser manipulado en la operación de una planta de tratamiento. Los reportes de la optimización

de las dosis de preoxidante, coagulante y floculante a diferentes condiciones de operación se presentan en el Anexo VI. A continuación se realiza el análisis de los resultados de la optimización primero para el caso del uso del coagulante 1 (Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio) y posteriormente para el coagulante 2 (Sulfato de Aluminio).

Al optimizar los factores en estudio en los modelos desarrollados, se muestran las condiciones que cumplen con límites de calidad deseados y en caso de que no sea posible estar dentro de las restricciones antes mencionadas, las condiciones reportadas son las más cercanas.

5.5.1 Discusión de resultados de los valores óptimos de factores en la remoción de algas (clorofila-a), color y turbiedad

Los valores residuales proporcionados por la optimización de los factores en general son aceptables independientemente del pre-oxidante y coagulante utilizado. Sin embargo, el valor residual de color sobrepasa el valor límite establecido en este trabajo en algunos casos como se describirá más adelante.

A continuación en la Figura 5.4 se presentan los gráficos que muestran los valores calculados de las dosis óptimas de pre-oxidante y coagulante, para cinco concentraciones iniciales y diferentes de clorofila-a, utilizando los modelos matemáticos obtenidos y la función Solver de Excel. Además, se muestran los valores residuales de color, turbiedad y clorofila-a para los efluentes producidos con la combinación coagulante 1/floculante 1 (Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria) y coagulante 2-floculante 2 (Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio) con los dos pre-oxidantes utilizados. Por otra parte, se presenta la producción de lodos correspondiente en la Figura 5.6.

Las gráficas de la Figura 5.4, muestran de manera general que las dosis óptimas del coagulante 1 son similares (3 mg/L) para los dos pre-oxidantes. En cuanto a las dosis óptimas promedio de los pre-oxidantes, para el hipoclorito de sodio son mucho mayores que las calculadas para el dióxido de cloro (2.5 mg/L y 0.5 mg/L respectivamente) pero resultan menores valores residuales de clorofila-a y color para el caso del uso del hipoclorito de sodio, lo cual no concuerda con la literatura, que le da al dióxido de cloro

una capacidad al menos comparable al hipoclorito de sodio para remover estos parámetros.

El efluente producido aplicando el coagulante 1 (Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio) con el Pre-oxidante 1 (hipoclorito de sodio) cumple de mejor manera con los valores límite de color, turbiedad y clorofila-*a*, establecidos anteriormente.

Sin embargo, al cambiar de preoxidante con la combinación Pre-ox2-Coag1/Floc1 (Dióxido de cloro- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria) el valor de color aparente sobrepasa el límite de 5 U Pt-Co, establecido en este trabajo. En cuanto al valor de clorofila-*a*, se cumple con el límite establecido para la PPLB (3 µg/L). La combinación Pre-ox2-Coag1/Floc1 resulta con los peores resultados en relación a este parámetro pero sin llegar a sobrepasar dicho límite.

En la Figura 5.5 se muestran las gráficas de las dosis óptimas estimadas para el coagulante 2 (Sulfato de Aluminio) y las de los dos pre-oxidantes evaluados. Para el caso del uso del dióxido de cloro se tiene un intervalo de dosis óptima, para los cinco niveles de clorofila-*a*, que es menor (0.25-1mg/L) respecto a la de hipoclorito de sodio (2 mg/L), la cual fue constante para esos niveles, aunque las dosis de coagulante son mayores (4 a 10 mg/L) cuando se utiliza el hipoclorito de sodio, respecto al uso del dióxido de cloro para el cual la dosis óptima de sulfato de aluminio es de aproximadamente 4-7 mg/L. Comparando las dosis de pre-oxidante anteriores y las obtenidas cuando se utiliza el coagulante 1 (Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio), resulta que las dosis óptimas de hipoclorito de sodio para ambos coagulantes son similares, al igual que para el dióxido de cloro.

En todos los casos, el sulfato de aluminio combinado con los dos pre-oxidantes produce efluentes con valores de clorofila-*a* aceptables pues no se rebasa el límite establecido. Lo mismo ocurre con el valor residual de turbiedad, sin embargo, para el caso del color aparente residual, el límite establecido para la PPLB (5 U Pt-Co) e incluso el límite establecido por la norma de agua potable, se llega a sobrepasar cuando se utiliza la combinación Pre-oxidante 1-Coagulante2 (Hipoclorito de sodio-Sulfato de Aluminio).

Para los valores de sólidos producidos en los lodos (Figura 5.6), en el caso del coagulante 1 (Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio) se observa la tendencia de un incremento conforme la concentración inicial de clorofila-*a* aumenta, mientras que con

el coagulante 2 (Sulfato de Aluminio) el valor disminuye con valores medios de clorofila-a inicial. El uso del coagulante 2 genera mayor cantidad de lodos respecto al uso del coagulante 1, lo cual esta de acuerdo a lo reportado en la literatura y las mayores dosis utilizadas para el coagulante 2.

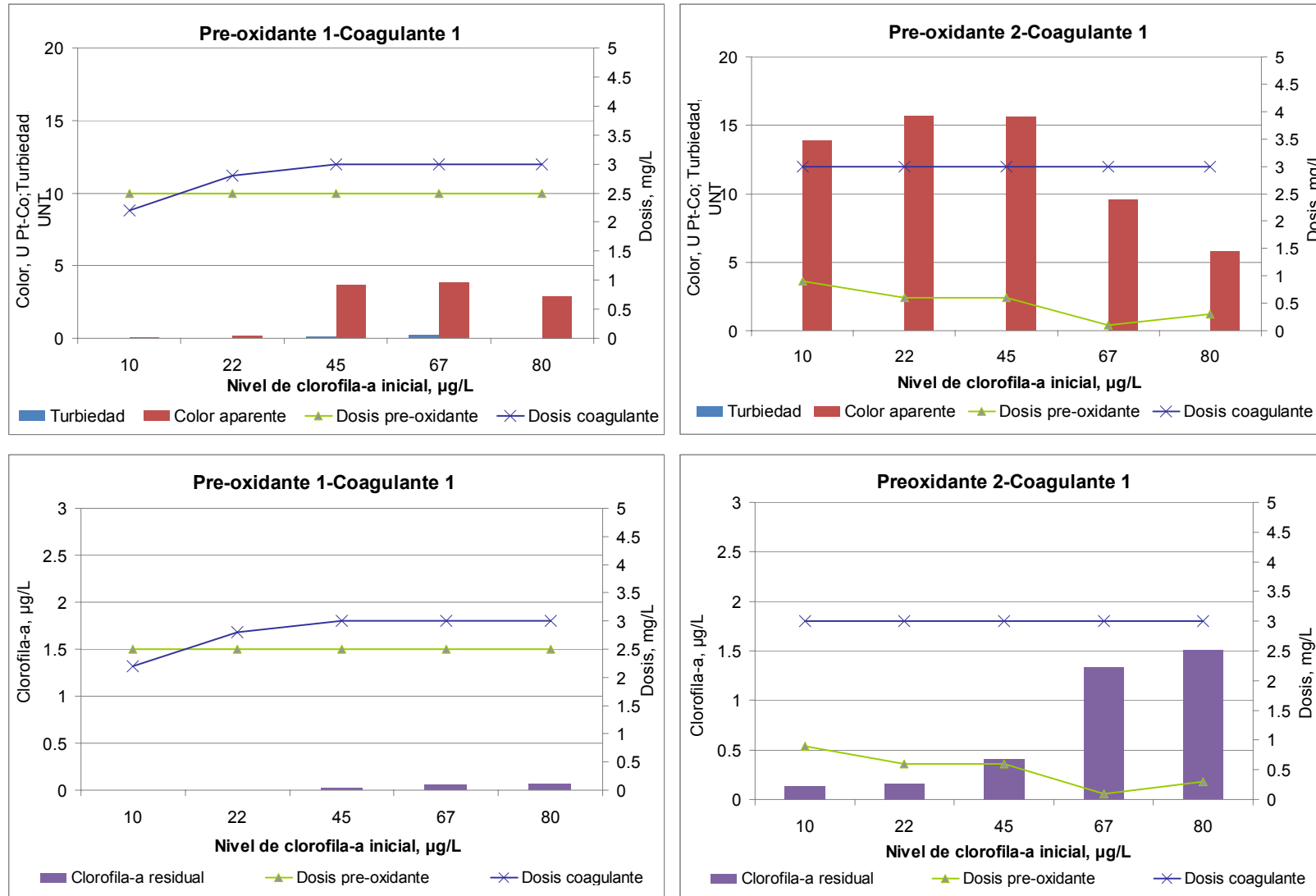


Figura 5.4 Valores residuales de turbiedad, color aparente y clorofila-a con dosis óptimas de pre-oxidante y coagulante para coagulante 1 y los dos pre-oxidantes evaluados.

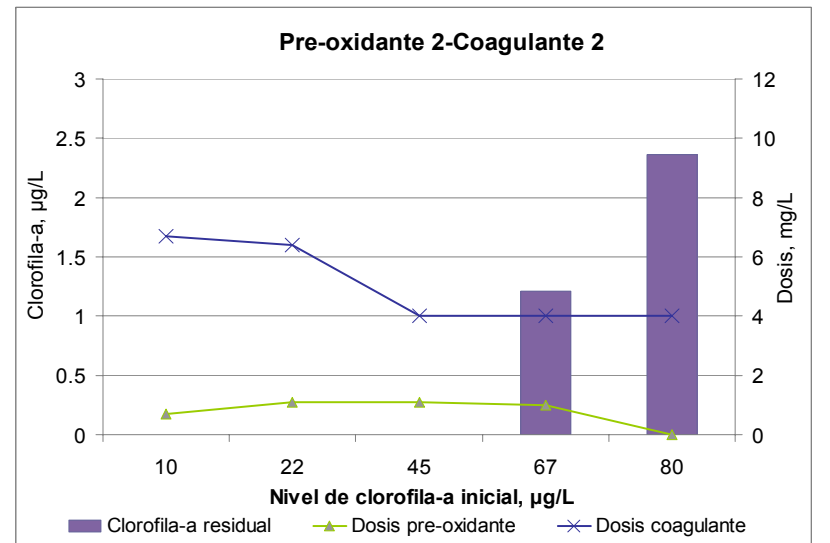
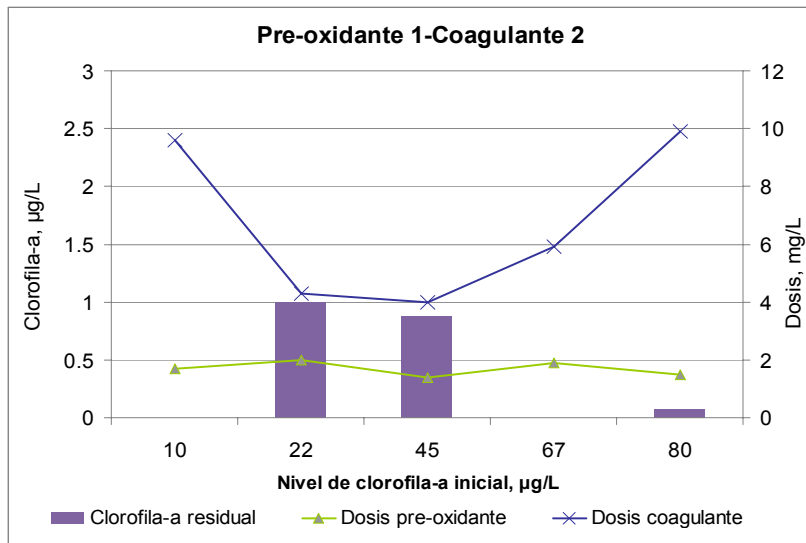
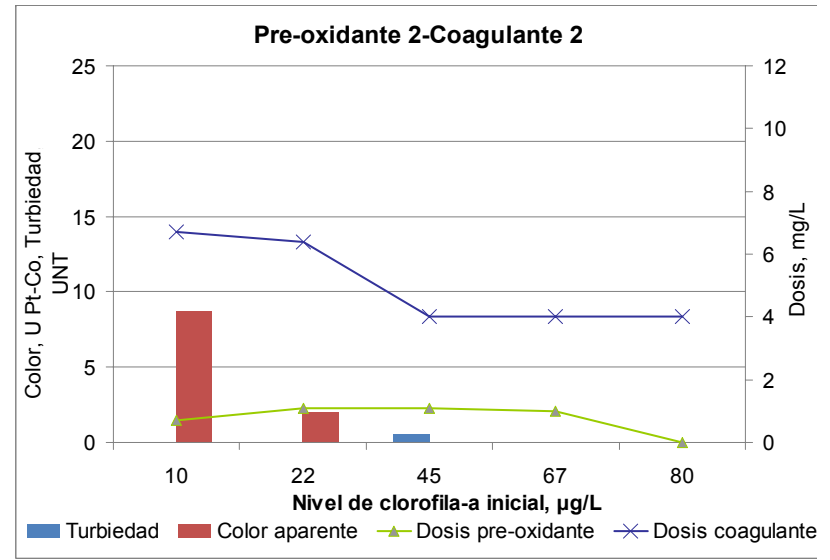
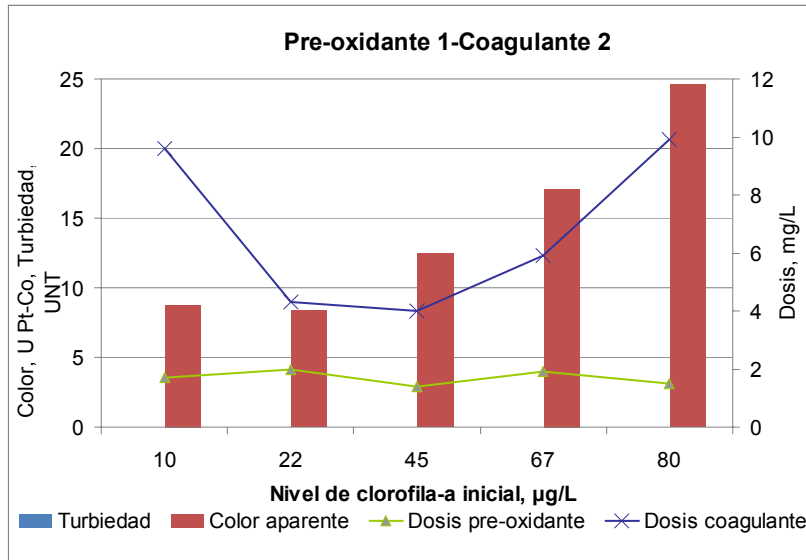


Figura 5.5 Valores residuales de turbiedad, color aparente y clorofila-a con dosis óptimas de pre-oxidante y coagulante para coagulante 2 y los dos pre-oxidantes evaluados

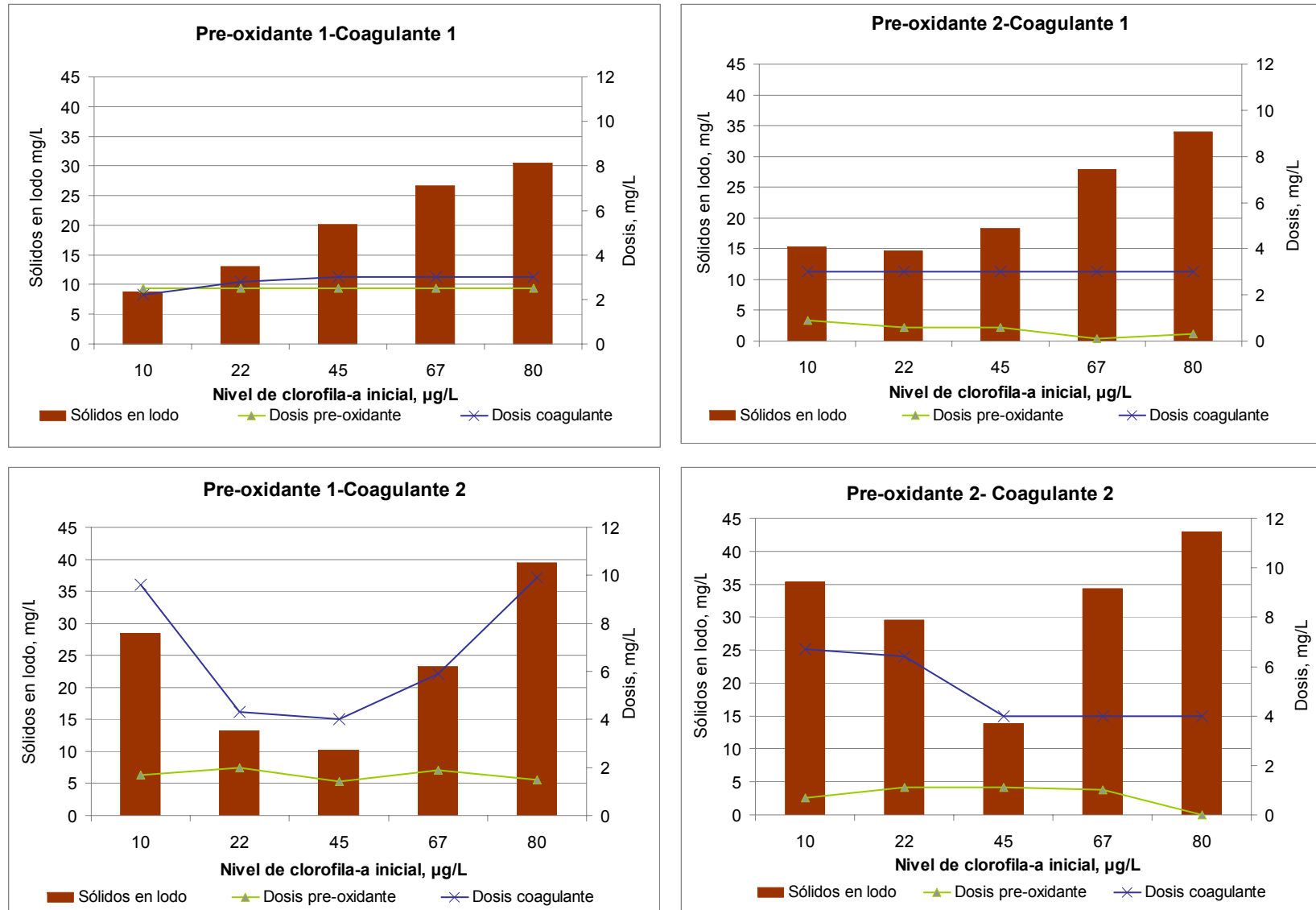


Figura 5.6 Valores de sólidos en lodo generados para todas las combinaciones de pre-oxidante-coagulante evaluados

5.6 Estimación de costos de reactivos

Para estimar los costos de los reactivos utilizados, se tomaron en cuenta los valores optimizados de dosis mínima y máxima para los pre-oxidantes y coagulantes utilizados. Se estableció un tipo de cambio monetario peso-dólar de \$12.63 MXN (tipo de cambio promedio anual 2010), para el cálculo del costo de reactivos, en el tren de tratamiento, en dólares americanos por m³ de agua tratada (USD/m³).

Los valores de dosis mínimas y máximas optimizadas dentro de los cinco niveles iniciales de clorofila-a inicial los muestra la Tabla 5.10:

Tabla 5.10 Valores de dosis óptimas (mínima y máxima) de pre-oxidante, coagulante y floculante

Combinación de reactivos	Dosis, mg/L				
	Pre-oxidante		Coagulante		Floculante
	Mínima	Máxima	Mínima	Máxima	Constante
Pre-ox1-Coag1/Floc1	2.5	2.5	2.2	3.0	0.1
Pre-ox1-Coag2/Floc2	1.3	1.9	4.0	9.9	0.4
Pre-ox2-Coag1/Floc1	0.1	0.6	3.0	3.0	0.1
Pre-ox2-Coag2/Floc2	0.0	1.1	4.0	6.7	0.4

Los costos comerciales de reactivos, coagulantes y floculante, se muestran en la Tabla 5.11, los cuales fueron los proporcionados por los proveedores de dichos reactivos. Los costos de sustancia activa fueron calculados a partir de la pureza del reactivo y se muestran en la misma tabla.

Tabla 5.11 Costo comercial y de sustancia activa para los coagulantes y floculantes utilizados

Coagulante	Pureza, % (m/m)	Costo USD/kg comercial	Costo USD/kg puro
Coag1	42	1.3	3.095
Coag2	7.55	0.1039	1.376
Floculante	Pureza, % (m/m)	Costo USD/kg comercial	Costo USD/kg puro
Floc1	49	2.3	4.69
Floc2	49	2.3	4.69

El costo del pre-oxidante 1 se basó en la proporción de costos de adquisición Cl₂/NaOCl de 0.26, que concluye Card *et al.* (2006), tomando en cuenta la cotización por parte de un

proveedor de cloro, que proporcionó un costo por cilindro de 2000 lb (907.2 kg) de \$20 000 MXN + IVA. Lo anterior se traduce, haciendo las conversiones pertinentes, en un costo para el hipoclorito de sodio de \$7.6 USD/kg NaOCl (solución al 12.5 % NaOCl).

Rittmann y Tenney (1998) reportan un costo de \$2.15 USD/lb de dióxido de cloro, generado a partir de cloro gas y clorito de sodio. Los precios reportados para el cloro gas hasta el año 2008, se encuentran entre \$0.4 a \$1 USD/lb. Los datos anteriores sirven para tener una idea de la proporción del precio entre el dióxido de cloro respecto a cloro gas. Meneses (2011) reporta una proporción de costos ClO₂/Cl₂ de 2.49, la cual es utilizada en este trabajo para la estimación en el cálculo de los costos del pre-oxidante 2 (dióxido de cloro).

Tomando en cuenta los precios de reactivos mencionados anteriormente, se calculó un precio mínimo y máximo que corresponden a las dosis optimizadas de cada reactivo para cada una de las combinaciones aplicadas, los cuales se presentan en la Tabla 5.12.

Tabla 5.12 Costos mínimos y máximos en de cada reactivo aplicado en el tren de tratamiento

Combinación de reactivos	Costos USD/m ³				
	Pre-oxidante		Coagulante		Floculante
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Constante
Pre-ox1-Coag1/Floc1	0.0190	0.0190	0.0068	0.0093	0.0005
Pre-ox1-Coag2/Floc2	0.0099	0.0144	0.0055	0.0136	0.0019
Pre-ox2-Coag1/Floc1	0.0005	0.0030	0.0093	0.0093	0.0005
Pre-ox2-Coag2/Floc2	0.0000	0.0055	0.0055	0.0092	0.0019

Los costos asociados a cada combinación al aplicar el tren de tratamiento se muestran en la Tabla 5.13. Se realiza una comparación con el costo sólo de tratamiento reportado por Hernandez G. V. y Morillon de G. D.(2006) de 0.16 pesos/m³ (0.012 USD/m³) para el Sistema Cutzamala. Considerando una inflación acumulada en el periodo del año 2006 al 2011 de aproximadamente 30% (Calculadora de inflación INEGI), la estimación del costo de tratamiento actual sería de 0.016 USD/m³.

Tabla 5.13 Costo de aplicación de reactivos en USD/m³, para las combinaciones aplicadas en el tren de tratamiento

Combinación de reactivos	Costos USD/m ³	
	Mínimo	Máximo
Pre-ox1-Coag1/Floc1	0.0263	0.0288
Pre-ox1-Coag2/Floc2	0.0173	0.0299
Pre-ox2-Coag1/Floc1	0.0103	0.0127
Pre-ox2-Coag2/Floc2	0.0074	0.0166
Tratamiento en PPLB	0.016	---

Los costos de aplicación de reactivos son variados, pero se puede observar que las menores dosis óptimas para el pre-oxidante 2 se reflejan en un menor costo de aplicación, sin embargo, el costo de la combinación aplicada se ve afectado según el tipo de coagulante utilizado. Los costos de tratamiento en la PPLB resultan ser menores cuando se comparan con los costos asociados al uso del preoxidante 1, pudiendo encontrarse la diferencia en el uso de cloro gas de la planta y los costos calculados en este trabajo con base en dosificación de hipoclorito de sodio.

Por otra parte, el costo máximo se presenta cuando se utiliza el preoxidante 1 en combinación al coagulante 2, debido al requerimiento de dosis más altas respecto a las otras combinaciones. Lo anterior podría favorecer el uso del coagulante 1 al resultar más económico, además de la ventaja técnica, anteriormente mostrada, de una menor generación de lodos.

6. CONCLUSIONES

De manera general en este estudio se considera factible técnica y económicamente el acoplamiento de los procesos de pre oxidación-coagulación-floculación con el de flotación por aire disuelto (FAD), a nivel de pruebas en laboratorio, para la remoción de algas, color y turbiedad presentes en un agua de presas.

De manera específica se concluyó lo siguiente:

1. El uso de hipoclorito de sodio permitió producir efluentes con niveles de concentración de clorofila-a, turbiedad y color menores respecto a lo obtenido con dióxido de cloro. Estos resultados fueron logrados independientemente del coagulante-floculante utilizado y sugieren que el tipo de pre-oxidante influye significativamente en el desempeño del tratamiento aplicado.
2. Los factores que tuvieron una influencia estadísticamente significativa, pudieron ser identificados gracias al análisis de varianza con un nivel de confianza del 95% para los cuatro grupos de pre-oxidante-coagulante-floculante. Para cada respuesta evaluada se tienen factores significativos diferentes pero de manera general el factor dosis de coagulante fue significativo para la mayoría de las combinaciones de reactivos evaluados. En el caso particular de la clorofila-a residual, además de la dosis de coagulante, la clorofila-a inicial y la dosis de pre-oxidante fueron factores estadísticamente significativos. El factor de tiempo de flotación no fue significativo para ninguna combinación de reactivos de ninguna variable respuesta.
3. Los valores óptimos estimados para los factores evaluados en el tren de tratamiento permiten establecer que: todas las combinaciones de reactivos cumplen con el valor límite de 3 $\mu\text{g/L}$ de clorofila-a residual, identificado para no disminuir significativamente las corridas de filtración de los filtros de arena de la PPLB y los valores residuales de turbiedad y color aparente de la modificación de la norma NOM-127-SSA-1994.
4. Con base en el análisis de los resultados obtenidos y la estimación de costos, la mejor combinación de reactivos para la remoción de clorofila-a, turbiedad y color fue pre-oxidante 1-coagulante/floculante 1 (Hipoclorito de sodio Clorhidrato de Aluminio-Cloruro de polidialildimetilamonio/Poliamina cuaternaria).

7. REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF. (1998). *Translation of: Standard Methods for the Examination of Water and wastewater*, 19a ed. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environmental Federation. Washington D.C., EEUU.
- Aguilar M.I., Sáez L., Lloréns M., Soler A., Ortuño J.F. (2002). *Tratamiento físico-químico de aguas residuales: coagulación-floculación*. Universidad de Murcia, España. 1a edición. pp 35-44.
- Al-Layla M. A., Middlebrooks E. J. (1975). Effect of temperature on algal removal from wastewater stabilization ponds by alum coagulation. *Water Research*. 9 (10), 873-879.
- Baribeau H., Prevost M., Desjardins R., Lafrance P., Gates D.J. (2002). Chlorite and chlorate ion variability in distribution. *American Water Works Association*. 94 (7), 96-105.
- Belluati M., Danesi, E., Petrucci, G., Rosellini, M. (2007). Chlorine dioxide disinfection technology to avoid bromate formation in desalinated seawater in potable waterworks. *Desalination*. 203 (1-3), 312-318.
- Beltran F., Encinar J.M. y García-araya J. F. (1993). Oxidation by ozone and chlorine dioxide of two distillery wastewater contaminants: gallic acid and epicatechin. *Water Research*. 27 (6), 1023-1032.
- Bernhardt, H., Clasen J. (1991). Flocculation of microorganisms. *Aqua - Journal of Water Supply: Research and Technology*. 40 (2), 76-87.
- Bilanovic D., Shelef G., Sukenik A. (1988). Flocculation of microalgae with cationic polymers — Effects of medium salinity. *Biomass*. 17 (1), 65-76.
- Boggs S., Livermore D.G., Seitz M.G. (1985). Humic macromolecules in natural waters. *Journal of Macromolecular Science, Part C: Polymer Reviews*. 25 (4), 599-657.
- Bolto B., Gregory J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Journal of Water Research*. 41 (11), 2301 – 2324.
- Box G. E., Stuart Hunter J., G. Hunter W. (2008). *Estadística para Investigadores. Diseño, innovación y descubrimiento*. Editorial Reverté. 2da edición ilustrada. - Barcelona, España. pp. 173-222.
- Brient L., Vézic C., Bertru G. (2001). *Evaluation des Efflorescences a Cyanobactéries dans des Eaux de Cours d'eau Et Plans d'eau Bretons*. Université de Rennes I. Rennes Francia. Disponible en www.eaubretagne.fr/lecture (noviembre 2009).
- Bunker D.Q., Edzwald K.J., Dahlquist J., Gillberg L. (1995). Pretreatment considerations for dissolved air flotation: Water type, coagulants and flocculation. *Water Science and Technology*. 31 (3), 63-71.
- Card H., Goulding R., Blanchard C., Penney B., Rumbolt G., Bradley A. (2006). Chlorination equipment selection guidelines. Department of environment & conservation province of Newfoundland and Labrador, Canadá. 7-9

- CAPAMA. (2011). Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Acapulco <http://www.capama.gob.mx/Captaciones/plantaspotabilizadoras.php>. (febrero de 2011).
- Chandrantha MS, Honeyman B. D., Amy G.L. (1996). Modeling the interactions between ozone, natural organic matter, and particles in water treatment. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 107 (20), 321-342.
- Chen J. J., Yeh H. H., Tseng I. C. (2009). Effect of ozone and permanganate on algae coagulation removal-pilot and bench scale test. *Chemosphere*. 74 (6), 840-846.
- Chow W. K., Drikas M., House j., Burch M. D., Velzeboer R. M. (1999). The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*. 33 (15), 3253-3262.
- Chung Y., Chan C. Y., Ho Y.C., Seok K. H. (1999). A demonstration scaling-up of the dissolved air flotation. *Water Research*. 34 (3), 817-827.
- CMASXALAPA. (2011). Comisión municipal de Agua Potable y Saneamiento de Xalapa Ver. http://www.cmasxalapa.gob.mx/procesos_ppx.html. (febrero de 2011).
- CNA (1998). Estudio Limnológico de la Presa Valle de Bravo. Informe Técnico. Comisión Nacional del Agua. México.
- CNA (2002). Muestreos Biológicos en las Presas Valle de Bravo, Villa Victoria y El Bosque del Sistema Cutzamala. Informe Técnico. Comisión Nacional del Agua. México.
- CNA (2005). Monitoreo biológico de las presas de Valle de Bravo, Villa Victoria y el Bosque del Sistema Cutzamala en el año 2005 y adecuación del modelo matemático para la presa Villa Victoria , segunda etapa. Comisión Nacional del Agua. México.
- Crittenden J. (2005). *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley and Sons. 2da edición ilustrada. EE.UU., pp. 1968.
- Deininger R.A., Ancheta A., Ziegler A., (1998). Dióxido de cloro. Escuela de Salud Pública. The University of Michigan Ann Arbor, Michigan, EUA.
- Divakaran R., Pillai V.N.S. (2002). Flocculation of algae using chitosan. *Journal of applied phycology*. 14 (5), 419-422.
- Drikas M., Chow C.W.K., House J., Burch M.D. (2001). Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal American Water Works Association*. 93 (2), 100-111.
- Duan J., Gregory J., 2003. Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*. 100 -102, 475-502
- Dugan N. R. y Williams D. J. (2006). Cyanobacteria passage through drinking water filters during perturbation episodes as a function of cell morphology, coagulant and initial filter loading rate. *Harmful algae*. 5 (1), 26-35.
- Edzwald, J. K. (1993). Coagulation in drinking water treatment: particles, organics, and coagulants. *Water Science and Technology*. 27(11), 21-35.
- Edzwald J.K. (1995). Principles and applications of dissolved air flotation. *Water Science and Technology*. 31 (3-4), 1-23.

- Edzwald J.K., Walsh J.P., Kaminski G.S., Dunn H.J. (1992). Flocculation and air requirements for dissolved air flotation. *Journal of the American Water Works Association*. 84 (3), 92–100.
- Edzwald J.K., Wingler B.J. (1990). Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*. 39 (2), 24–35.
- Fang J., Ma J., Yang X., Shang C. (2010). Formation of carbonaceous and nitrogenous disinfection byproducts from the chlorination of *Microcystis aeruginosa*. *Water Research* 44 (6), 1934-1940
- Farmerie J. E. (2000). Dissolved Air flotation as a cost effective alternative for potable water <http://www.fbleopold.com/library/pdf/dpwcPdf.pdf>. (febrero de 2011).
- Gagnon G. A., Rand J.L., O’Leary K.C., Rygel A.C., Chauret C., Andrews R.C. (2005). Disinfectant efficacy of chlorite and chlorine dioxide in drinking water biofilms. *Water Research*. 39 (9), 1809-1817.
- Gómez N., Donato J.C., Giorgi A., Guasch H., Mateo, P., Sabater S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. 1ª Edición, Fundación BBVA. pp. 236-237.
- Geraldes V., Anil, A., Norberta de Pinho, M., Duarte E. (2008). Dissolved air flotation of surface water for spiral-wound module nanofiltration pre-treatment. *Desalination*. 228 (1-3), 191–199.
- Golueke C.G., Oswald W.J. (1965). Harvesting and processing sewage grown planktonic algae. *Water Pollution Control Federation*. 37 (4), 471–498.
- Gregory R., (1997). Summary of General Developments in DAF for Water Treatment since 1976. Proceedings Dissolved Air Flotation Conference. The Chartered Institution of Water and Environmental Management, London, pp. 1–8.
- Gregory R., Edzwald J.K. (2010). Sedimentation and flotation. In: Edzwald, J.K. (Ed.), *Water Quality and Treatment*, sixth ed. McGraw Hill, New York (Chapter 9).
- Haarhoff J. (2008). Dissolved Air flotation: progress and prospects for drinking water treatment. *Journal water Supply: Research and Technology-AQUA*. 57 (8), 555-567.
- HACH Company. (1998). Espectrofotómetro DR/2010 Abridged, Métodos de análisis. Manual de operación, p. 376. Disponible en <http://www.hach.com> (noviembre 2009).
- Hami M.L, Al-Hashimi M.A., Al-Doori M.M. (2007). Effect of activated carbon on BOD and COD removal in a dissolved air flotation unit treating refinery wastewater. *Desalination*. 216 (1-3), 116-122.
- Hammer M.J. (1996). *Water and Wastewater Technology*. Prentice Hall, 3ra edición ilustrada. EE. UU. pp. 52-54.
- Han M., Ki W., Dockko, S. (2001). Collision efficiency factor of bubble and particle (abp) in DAF: theory and experimental verification. *Water Science and Technology*. 43 (8), 139–144.
- Hargesheimer E. E., Watson S. B. (1996). Drinking water treatment options for taste and odor control. *Water Research*. 30 (6), 1423-1430.

- Hawkins P.R., Griffiths, D. J. (1993). Artificial destratification of small tropical reservoir: effects upon the phytoplankton. *Hydrobiologia*. 254 (3), 169-181.
- Heinanen J., Jokela P., Ala-Peijari T. (1995). Use of dissolved air flotation in potable water treatment in Finland. *Water Science and Technology*. 31 (3-4), 225-238.
- Henderson R.K., Sharp E., Jarvis P., Parsons S.A., Jefferson B. (2006). Identifying the linkage between particle characteristics and understanding coagulation performance. *Water Supply*. 6 (1), 31-38.
- Henderson R. K., Parsons S. A., Jefferson B. (2008). The impact of algal Properties and Pre-Oxidation on solid-liquid Separation of algae. *Water Research*. 42 (8-9), 1827-1845.
- Henderson R. K., Parsons S.A., Jefferson B. (2010). The impact of differing cell and algogenic organic matter (AOM) characteristics on the coagulation and flotation of algae. *Water Research*. 44 (12), 3617-3624.
- Hernandez G. V. y Morillon G. D. El costo de suministrar agua potable a la Zona Metropolitana del Valle de México. Presentación realizada en el Pre-encuentro Universitario del agua realizado en agosto del 2006. Dirección web: http://www.agua.unam.mx/archivo_preencuentro06_02.html, consultada en diciembre 2011.
- Hoeger S. J., Shaw G., Hitzfeld B. C., Dietrich, D. R. (2004). Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in two Australian drinking water treatment plants. *Toxicon*. 43 (6), 639-649.
- Janssens J., Buekens, A. (1993). Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. *Journal of Water Supply: Research and Technology.—AQUA*. 42 (5), 279-288.
- JAWRA. (2009). *Journal of the American Water Resources Association 2005-2009*. EE.UU.
- Jiang J., Graham N.J.D., Harward, C. (1993). Comparison of polyferric sulphate with other coagulants for the removal of algae-derived organic matter. *Water Science and Technology*. 27 (11), 221-230.
- Jiang J., Graham N.J.D. (1998). Preliminary evaluation of the performance of new pre-polymerised inorganic coagulants for lowland surface water treatment. *Water Science and Technology*. 37 (2), 121-128.
- Jiang J., Kim, C.G. (2008). Comparison of Algal Removal by Coagulation with Clays and Al-based Coagulants. *Separation Science and Technology*. 43 (7), 1677-1686.
- Jodowski, A., (2002). Effect of pre-oxidation on flocculated algal cells autoflotation. *Environmental Protection Engineering*. 28 (2), 57-68.
- Jun H.B., Lee Y.J., Lee B.D., Knappe D.R.U. (2001). Effectiveness of coagulants and coagulant aids for the removal of filter clogging *Synedra*. *Journal of Water Supply: Research and Technology.—AQUA*. 50 (3), 135-148.
- Junli H., Li W., Nenqi R., Li L. X., Fun S. R., Guanle Y. (1997). Disinfection effect of chlorine dioxide on viruses, algae and animal planktons in water. *Water Research*. 31 (3), 455-460.

- Kempeneers S., Menxel F.V., Gille L. (2001). A decade of large scale experience in dissolved air flotation. *Water science and technology*. 43 (8), 27–34.
- Kitchener J.A., Gochin R.J. (1981). The mechanism of dissolved air flotation for potable water: basic analysis and a proposal. *Water Research*. 15 (5), 585-590.
- Klute R., Langer S., Pfeifer R. (1995). Optimization of Coagulation Processes Prior to DAF. *Water Science and Technology*. 31(3-4), 59-62.
- Knappe D. R. U., Belk R. C., Gandy, E., Bariley, D., Neerja, R. (2004). *Algae Detection and Removal Strategies for Drinking Water Treatment Plants*. Ed. American Water Works Association, edición ilustrada. EE.UU. pp. 73-83, 165-175, 333-382.
- Koning J., Bixio D., Karabelas A., Salgot M., Schäfer A. (2008). Characterization and assessment of water treatment technologies for reuse. *Desalination*. 218 (1-3), 92-104.
- Körbahti B.K. Rauf M.A. (2008). Response surface methodology (RSM) analysis of photoinduced decoloration of toluidine blue. *Chemical Engineering Journal*. 136 (1), 25–30.
- Kull T.P.J., Sjoevall O.T., Tammenkoski M.K., Backlund P.H., Meriluoto J.A.O. (2006). Oxidation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin-LR by chlorine dioxide: influence of natural organic matter. *Environmental Science and Technology*. 40 (5), 1504-1510.
- Langlais B., Reckhow D. A., Brink, D. R. (1991). *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering: Cooperative Research Report*, Lewis Publishers, edición ilustrada, AWWA Research Foundation, CRC Press, Paris, France. pp. 230-310.
- Liu J.C., Chen Y.M., Ju Y., (1999). Separation of algal cells from water by column flotation. *Separation Science and Technology*. 34 (11), 2259–2272.
- Longhurst S.J., Graham N.J.D. (1987). Dissolved air flotation for potable water treatment: a survey of operational units in Great Britain. *The Public Health Engineer*. 14 (6), 71–76.
- Ma, J., Liu, W., (2002). Effectiveness and mechanism of potassium ferrate (VI) preoxidation for algae removal by coagulation. *Water Research*. 36 (4), 871–878.
- Macfarlane A.L., Prestidge R., Farid, M.M., Chen, J.J. (2009). Dissolved air flotation: A novel approach to recovery of organosolv lignin. *Chemical Engineering Journal*. 148 (1), 15-19.
- Marin Galvín R. (1995). Análisis de aguas y ensayos de tratamiento [Informe]. Barcelona : Gestió i Promoció Editorial, S.A.
- McGuire M.J., Pearthree M.S., Blute N.K., Arnold K.F., Hoogerwerf T. (2006). Nitrification control by chlorite ion at pilot scale. *Journal - American Water Works Association*. 98 (1), 95-105.
- Meneses E. R. (2011). Evaluación técnico-económica de los procesos de pre-oxidación-coagulación-floculación-sedimentación utilizando hipoclorito de sodio y coagulantes poliméricos para la remoción de algas en un agua de presa. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.
- Montgomery J. M. (1985). *Water Treatment Principles and Design*, John Wiley & Sons, edición ilustrada. EE.UU. pp. 190-225.

- Montiel, A., Welte, B., (1998). Preozonation coupled with flotation filtration: successful removal of algae. *Water Science and Technology*. 37 (2), 65–73.
- Mouchet P., Bonnelye V., (1998). Solving algae problems: French expertise and world-wide applications. *Journal of Water Supply: Research and Technology.—AQUA*. 47 (3), 125–141.
- NMX-AA-004-SCFI-2000. (2000). Análisis de agua - Determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaría de comercio y fomento industrial. México D.F., México.
- NOM-127-SSA1-1994. (1994). Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse al agua para su potabilización. Secretaría de salud. México D.F., México.
- Noordin M.Y., Venkatesh V.C., Sharif S., Elting S., Abdullah, A. (2004). Application of response surface methodology in describing the performance of coated carbide tools when turning AISI 1045 steel. *Journal of Materials Processing Technology* .145 (1), 46–58.
- Nozaic D.J., Freese S.D., Thompson P. (2001). Long term experience in the use of polymeric coagulants at Umgeni Water. *Water Science and Technology.: Water Supply* 1 (1), 43–50.
- Oemcke D.J., van Leeuwenb J. (2005). Ozonation of the marine dinoflagellate alga *Amphidinium* sp.—implications for ballast water disinfection. *Water Research*. 39 (20), 5119-5125.
- OMS. (2004). Guidelines for Drinking-Water Quality Recommendations. Organización Mundial de la Salud (World Health Organization), 3era edición. p. 515.
- OWRB. (2011). Justification for chlorophyll-a criteria to protect the public and private water supply beneficial use of sensitive water supplies. The Oklahoma water resource board-The Water Agency, Water quality programs division, (Junio de 2011) http://www.owrb.ok.gov/util/rules/pdf_rul/nutrient_criteria_sws_jd.pdf.
- Ozer A., Gurbuz, G., Calimli, A., Korbanti, B.K. (2009). Biosorption of copper (II) ions on *Enteromorpha prolifera*: Application of response surface methodology (RSM). *Chemical Engineering Journal*. 146 (3), 377–387.
- Pavón S.T., Pacheco S. V., Cárdenas Z. L. (2005). Tratamiento de lodos de una planta potabilizadora para la recuperación de aluminio y hierro como coagulantes Estado de México : Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 78.
- Pelczar M. J., Capella B.A., M., Reid R. D., Chan E. C. S., Tay Z. J. (1982). Microbiología. McGraw Hill, 2ª edición. México, pp. 288-308.
- Peleka E. N., Matis, K. A. (2008). Application of flotation as a pretreatment process during desalination. *Desalination*. 222 (1-3), 1-8.
- Peña S. E. J., Palacios, P.M.L., Ospina, A. N. (2005). *Algas como indicadores de contaminación*. Programa editorial Universidad del Valle, 1ª edición., Colombia. Pp 19-40.

- Pérez C. M. (2010). CosemarOzono El ozono en la potabilización del agua. http://www.cosemarozono.es/pdf/servicios_2.pdf. (diciembre de 2010).
- Pernitsky D. J., Edzwald J. K. (2003) Solubility of polyaluminum coagulants. *Journal of Water Supply: Research and Technology.—AQUA*. 52(6), 395–406.
- Petrusevski B. (1996). Algae and Particle Removal Direct Filtration: Influence of Algal characteristics, oxidation and other pre-treatment conditions, Taylor & Francis, edición ilustrada. pp. 121-150.
- Plummer J.D., Edzwald J.K. (2002). Effects of chlorine and ozone on algal cell properties and removal of algae by coagulation. *Journal of Water Supply: Research and Technology.—AQUA*. 51 (6), 307–318.
- Ramírez Z.R.M., Rincón A.I., Elías M.J., Rocha L.D. R., Trejo D.H.R., Díaz R.D., Fuentes R.P., Rosas G.A., Anaya G.S., Jiménez H.J., Ríos, V. J., Ramírez Z.G., Arriaga G.R., Sánchez G.H. (2008). Informe final de proyecto: Diagnóstico y optimización de los procesos integrantes del tren de tratamiento de agua y lodos de las plantas potabilizadoras Los Berros (PPBL) y Madín (PPMD). Primera etapa. Instituto de Ingeniería UNAM, México D.F., México.
- Ramírez Zamora R.M., Araoz L., Mercado B.B., Elías M. J. (2005) Eliminación mediante procesos fisicoquímicos de algas y sus endotoxinas presentes en el agua tratada de la Planta Potabilizadora Los Berros. Fondo CNA-CONACYT
- Rebhun M., Lurie M. (1993). Control of organic matter by coagulation and floc separation. *Water Science and Technology*. 27 (110), 1-20.
- Ribau T., M., Joao R. M. (2006a). Integration of dissolved gas flotation and nanofiltration for *M. aeruginosa* and associated microcystins removal. *Water Research*. 40 (19), 3612-3620.
- Ribau T., M., Joao R. M. (2006b). Comparing dissolved air flotation and convencional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* Part I: the key operating conditions. *Separation and Purification Technology*. 52 (1), 84–94.
- Ribau T., M., Joao R. M. (2007). Comparing dissolved air flotation and convencional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* Part II: the effect of water background organics. *Separation and Purification Technology*. 53 (1), 126–134.
- Ribau T., M., Sousa V., Joao R. M. (2010). Investigating dissolved air flotation performance with cyanobacterial cells and filaments. *Water Research*. 44 (11), 3337-3344.
- Rittmann D.P.E., Tenney J. (1998). Chlorine dioxide gas: Chlorate vs. Chlorite. *Water Engineering & Management*. 9, 22-30.
- Roeske W., C. Müller y Günzburg (2004). Desinfección de agua potable con cloro y dióxido de cloro. *Agua Latinoamérica*. 10-13
- Rojo C. M. (2006). Remoción de algas presentes en aguas naturales mediante el proceso de flotación. Tesis de maestría (Ingeniería Ambiental), Programa de maestría y doctorado en ingeniería UNAM, México D.F., México.

- Rout D., Verma R., Agarwal S.K. (1999). Polyelectrolyte treatment— an approach for water quality improvement. *Water Science and Technology*. 40 (2), 137–141.
- Schofield T. (2001). Dissolved air flotation in drinking water production. *Water Science and Technology*. 43 (8), 9–18.
- Schneider O.D., Tobiason J.E., (2000). Preozonation effect on coagulation. *Journal - American Water Works Association*. 92 (10), 74-87.
- Shi Hong-Xing, Qu Jiu-Hui, Liu Hui-Juan, Mu Yin-Ling, Xiao Kai-Tao and Wang Ling. (2008). Effect of ultrasonic irradiation on the coagulation and inactivation of Microcystis. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*. 57 (2), 101-108.
- Shindala A., Stewart, J.W. (1971). Chemical coagulation of effluents from municipal waste stabilization ponds. *Water Sewage Works*. 118(4), 100-103.
- Shen Q., Zhu J., Cheng L., Zhang J., Zhang Z., Xu X., (2011). Enhanced algae removal by drinking water treatment of chlorination coupled with coagulation. *Desalination* 271 (1-3), 236-240.
- Solsona F., Méndez J.P. (2003). Water Disinfection. *Pan American Health Organization, Regional Office of the World Health Organization*. 117 128
- Steynberg M.C., Pieterse A.J.H., Geldenhuys J.C., (1996). Improved coagulation and filtration as a result of morphological and behavioral changes due to pre-oxidation. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*. 45 (6), 292–298.
- Sukenik A., Teltch B., Wachs A.W., Shelef G., Nirl G., Levanon D., (1987). Effect of oxidants on microalgae flocculation. *Water Research*. 21 (5), 533–539.
- Svrcek C., Smith D.W. (2004). Cyanobacteria Toxins and the Current State of Knowledge on Water Treatment Options: A Review. *Journal of Environmental Engineering and Science*. 3 (3), 155-185.
- Tenney W. Mark, Echelberger Wayne F., Schuessler Ronadl G., Pavoni Joseph L. (1969). Algal Flocculation with Synthetic Organic Polyelectrolytes. *Applied Microbiology* 18 (6), 965-971.
- USEPA. (1999). Guidance Manual: Alternative Disinfectants and oxidants. Environmental Protection Agency (EPA). Disponible en: http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/upload/2001_01_12_mdbp_atler_chap_3.pdf.
- USEPA. (2005). Occurrence Assessment for the Final Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule. Office of Ground Water and Drinking Water, United States Environmental Protection Agency (USEPA).
- Valade M.T., Becker W. C., Edzwald J. K. (2009). Treatment selection guidelines for particle and NOM removal. *Journal of Water supply: Research and Technology- AQUA*. 58 (6), 424-432.
- Van Benschoten, J. E., Edzwald, J. K. (1990). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Water Research*. 24(12), 1519–1526.

- Van Hullebush E., Deluchat V., Chazal P. M., Baudu M. (2002). Environmental impact of two successive chemical treatments in small shallow eutrophied lake: Part 1. Case of aluminium sulphate. *Environmental Pollutions*. 120 (3), 617-626.
- Van Puffelen, J., Buijs P.J., Nuhn P.N.A.M., Hijen W.A.M. (1995). Dissolved air flotation in potable water treatment: the Dutch experience. *Water Science and Technology*. 31 (3-4), 149-157.
- Ville, E. P., Salomon, E. P., Martín, C.E., Martín, D. E., Martín, D. W., Berg, L. R., Davis, P.W. (1992). *Biología*. Ed. Interamericana-McGraw Hill. 2ª ed. México. pp. 523-543.
- Vlaski A., van Breemen A.N., Alaerts G.J., (1996). Optimisation of coagulation conditions for the removal of cyanobacteria by dissolved air flotation or sedimentation. *J Journal of Water supply: Research and Technology- AQUA*. 45 (5), 253-261.
- Vlaski A., van Breemen A.N., Alaerts G.J. (1997). The role of particle size and density in dissolved air flotation and sedimentation. *Water Science and Technology*. 36 (4), 177-189.
- Wandrey C., Jaeger W. (1985). Synthesis of poly-electrolytes. 6. Copolymerization of dimethyl diallyl ammonium-chloride and acryl amide. *Acta Polymerica*. 36 (2), 100-102.
- WEF, ASCE. (1998). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. WEF Manual of Practice No. 8, ASCE. Manual and Report on Engineering Practice No. 76. Water Environmental Federation (WEF), American Society of Civil Engineers (ASCE). Water Environmental Federation, 4ta edición. EE.UU. pp 1120-1300.
- WRF. (2009). *State of the science of chlorine dioxide in drinking water*. Water Research foundation, edición ilustrada. pp. 110-185.
- Xagorarakis I., Kuo D. (2008). Water Pollution: Emerging Contaminants Associated with Drinking Water. In: *International Encyclopedia of Public Health* (Elsevier Science & Technology Books, edición ilustrada, EE.UU.), Vol. 6, pp. 539-550.
- Zhang Z., Stout J. E., Yu V. L., Vidic R. (2008). Effect of pipe corrosion scales on chlorine dioxide consumption in drinking water distribution systems. *Water Research*. 42 (1-2), 129-136.

ANEXO I

Diseño experimental de las prueba de Preoxidación-Coagulación-Floculación-FAD

Pre-oxidante: Hipoclorito de sodio

Tabla I.1 Matriz experimental de la combinación Preoxidante 1–Coagulante/Floculante 1

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria								
Prueba	Codificado				Real			
	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación	Clorofila- α	Pre-oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación
					$\mu\text{g/L}$	mg/L	mg/L	min
1	-1.54671	0	0	0	10.0	2.5	3.0	10.0
2	1	1	-1	1	67.6	4.1	1.7	13.2
3	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
4	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
5	-1	-1	1	-1	22.4	0.9	4.3	6.8
6	1.54671	0	0	0	80.0	2.5	3.0	10.0
7	0	0	-1.54671	0	45.0	2.5	1.0	10.0
8	-1	1	-1	1	22.4	4.1	1.7	13.2
9	1	1	1	1	67.6	4.1	4.3	13.2
10	-1	1	-1	-1	22.4	4.1	1.7	6.8
11	1	-1	1	1	67.6	0.9	4.3	13.2
12	0	0	0	1.54671	45.0	2.5	3.0	15.0
13	1	-1	1	-1	67.6	0.9	4.3	6.8
14	-1	-1	1	1	22.4	0.9	4.3	13.2
15	0	1.54671	0	0	45.0	5.0	3.0	10.0
16	1	1	-1	-1	67.6	4.1	1.7	6.8
17	-1	1	1	-1	22.4	4.1	4.3	6.8
18	1	1	1	-1	67.6	4.1	4.3	6.8
19	0	-1.54671	0	0	45.0	0	3.0	10.0
20	1	-1	-1	-1	67.6	0.9	1.7	6.8
21	-1	1	1	1	22.4	4.1	4.3	13.2
22	-1	-1	-1	-1	22.4	0.9	1.7	6.8
23	-1	-1	-1	1	22.4	0.9	1.7	13.2
24	0	0	0	-1.54671	45.0	2.5	3.0	5.0
25	1	-1	-1	1	67.6	0.9	1.7	13.2
26	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
27	0	0	1.54671	0	45.0	2.5	5.0	10.0

Tabla I.2 Matriz experimental de la combinación Preoxidante 1–Coagulante/Floculante 2

Hipoclorito de sodio-Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio								
Prueba	Codificado				Real			
	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación	Clorofila- α	Pre-oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación
					$\mu\text{g/L}$	mg/L	mg/L	min
1	-1.54671	0	0	0	10.0	2.5	22.0	10.0
2	1	1	-1	1	67.6	4.1	10.4	13.2
3	0	0	0	0	45.0	2.5	22.0	10.0
4	0	0	0	0	45.0	2.5	22.0	10.0
5	-1	-1	1	-1	22.4	0.9	33.6	6.8
6	1.54671	0	0	0	80.0	2.5	22.0	10.0
7	0	0	-1.54671	0	45.0	2.5	4.0	10.0
8	-1	1	-1	1	22.4	4.1	10.4	13.2
9	1	1	1	1	67.6	4.1	33.6	13.2
10	-1	1	-1	-1	22.4	4.1	10.4	6.8
11	1	-1	1	1	67.6	0.9	33.6	13.2
12	0	0	0	1.54671	45.0	2.5	22.0	15.0
13	1	-1	1	-1	67.6	0.9	33.6	6.8
14	-1	-1	1	1	22.4	0.9	33.6	13.2
15	0	1.54671	0	0	45.0	5.0	22.0	10.0
16	1	1	-1	-1	67.6	4.1	10.4	6.8
17	-1	1	1	-1	22.4	4.1	33.6	6.8
18	1	1	1	-1	67.6	4.1	33.6	6.8
19	0	-1.54671	0	0	45.0	0	22.0	10.0
20	1	-1	-1	-1	67.6	0.9	10.4	6.8
21	-1	1	1	1	22.4	4.1	33.6	13.2
22	-1	-1	-1	-1	22.4	0.9	10.4	6.8
23	-1	-1	-1	1	22.4	0.9	10.4	13.2
24	0	0	0	-1.54671	45.0	2.5	22.0	5.0
25	1	-1	-1	1	67.6	0.9	10.4	13.2
26	0	0	0	0	45.0	2.5	22.0	10.0
27	0	0	1.54671	0	45.0	2.5	40.0	10.0

Pre-oxidante: Dióxido de cloro

Tabla I.3 Matriz experimental de la combinación Preoxidante 2–Coagulante/Floculante

Dióxido de cloro- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria								
Prueba	Codificado				Real			
	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación	Clorofila- α	Pre-oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación
					$\mu\text{g/L}$	mg/L	mg/L	min
1	-1.54671	0	0	0	10.0	2.5	3.0	10.0
2	1	1	-1	1	67.6	4.1	1.7	13.2
3	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
4	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
5	-1	-1	1	-1	22.4	0.9	4.3	6.8
6	1.54671	0	0	0	80.0	2.5	3.0	10.0
7	0	0	-1.54671	0	45.0	2.5	1.0	10.0
8	-1	1	-1	1	22.4	4.1	1.7	13.2
9	1	1	1	1	67.6	4.1	4.3	13.2
10	-1	1	-1	-1	22.4	4.1	1.7	6.8
11	1	-1	1	1	67.6	0.9	4.3	13.2
12	0	0	0	1.54671	45.0	2.5	3.0	15.0
13	1	-1	1	-1	67.6	0.9	4.3	6.8
14	-1	-1	1	1	22.4	0.9	4.3	13.2
15	0	1.54671	0	0	45.0	5.0	3.0	10.0
16	1	1	-1	-1	67.6	4.1	1.7	6.8
17	-1	1	1	-1	22.4	4.1	4.3	6.8
18	1	1	1	-1	67.6	4.1	4.3	6.8
19	0	-1.5467	0	0	45.0	0	3.0	10.0
20	1	-1	-1	-1	67.6	0.9	1.7	6.8
21	-1	1	1	1	22.4	4.1	4.3	13.2
22	-1	-1	-1	-1	22.4	0.9	1.7	6.8
23	-1	-1	-1	1	22.4	0.9	1.7	13.2
24	0	0	0	-1.54671	45.0	2.5	3.0	5.0
25	1	-1	-1	1	67.6	0.9	1.7	13.2
26	0	0	0	0	45.0	2.5	3.0	10.0
27	0	0	1.54671	0	45.0	2.5	5.0	10.0

Tabla I.4 Matriz experimental de la combinación Preoxidante 2–Coagulante/Floculante 2

Dióxido de cloro- Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio								
Prueba	Codificado				Real			
	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación	Clorofila- α	Pre-oxidante	Coagulante	Tiempo de Flotación
					$\mu\text{g/L}$	mg/L	mg/L	min
1	-1.54671	0	0	0	10.0	2.5	22.0	10.0
2	1	1	-1	1	67.6	4.1	10.4	13.2
3	0	0	0	0	45.0	2.5	22.0	10.0
4	0	0	0	0	45.0	2.5	22.0	10.0
5	-1	-1	1	-1	22.4	0.9	33.6	6.8
6	1.54671	0	0	0	80.0	2.5	22.0	10.0
7	0	0	-1.54671	0	45.0	2.5	4.0	10.0
8	-1	1	-1	1	22.4	4.1	10.4	13.2
9	1	1	1	1	67.6	4.1	33.6	13.2
10	-1	1	-1	-1	22.4	4.1	10.4	6.8
11	1	-1	1	1	67.6	0.9	33.6	13.2
12	0	0	0	1.54671	45.0	2.5	22.0	15.0
13	1	-1	1	-1	67.6	0.9	33.6	6.8
14	-1	-1	1	1	22.4	0.9	33.6	13.2
15	0	1.54671	0	0	45.0	5.0	22.0	10.0
16	1	1	-1	-1	67.6	4.1	10.4	6.8
17	-1	1	1	-1	22.4	4.1	33.6	6.8
18	1	1	1	-1	67.6	4.1	33.6	6.8
19	0	-1.5467	0	0	45.0	0	22.0	10.0
20	1	-1	-1	-1	67.6	0.9	10.4	6.8
21	-1	1	1	1	22.4	4.1	33.6	13.2
22	-1	-1	-1	-1	22.4	0.9	10.4	6.8
23	-1	-1	-1	1	22.4	0.9	10.4	13.2
24	0	0	0	-1.54671	45.0	2.5	22.0	5.0
25	1	-1	-1	1	67.6	0.9	10.4	13.2
26	0	0	0	0	45.0	2.5	22.0	10.0
27	0	0	1.54671	0	45.0	2.5	40.0	10.0

ANEXO II

Técnicas Analíticas

Determinación de Clorofila-a

Método espectrofotométrico, Gómez *et al.*, 2009

Para la extracción de los pigmento es necesario trabajar con luz difusa para evitar la degradación. Se deberán utilizar envases opacos o envueltos en lámina de aluminio. Los pigmentos se extraen del concentrado del plancton con acetona acuosa y se determina la densidad óptica (absorbancia) del extracto con un espectrofotómetro. Para lograr una extracción completa y homogénea de los pigmentos se debe romper mecánicamente las células mediante algún dispositivo. Se prefieren los filtros de fibra de vidrio para la extracción de las aguas en el agua ya que las fibras de vidrio ayudan a romper las células durante la trituración y se pueden filtrar volúmenes de agua mayores.

En el método espectrofotométrico el extracto de la muestra se pasa en una cubeta de 1 cm y se mide la densidad óptica (DO) a 750, 665, 645 y 630 nm. Se utilizan las lecturas a 665, 645 y 630 nm de densidad óptica para la determinación de la clorofila *a*, *b* y *c*, respectivamente. La lectura a 750 nm es una corrección de la turbidez, esta se elimina fácilmente por filtración a través de un filtro desechable resistente a disolventes. A continuación se describen los pasos de la técnica.

Recolección de muestras

Filtrar el agua recogida en el campo o tratada, con una jeringuilla de 60 mL, un portafiltros Millipore (Swinnex-47) y filtros Whatman GF/F. Guardar los filtros en viales, en refrigeración (4° C) y en la oscuridad hasta su análisis.

Extracción y análisis de las muestras en el laboratorio

1. Poner 10 mL de acetona al 90% en los viales hasta cubrir bien el filtro.
2. Guardar las muestras en refrigeración de 8 a 12 horas. El disolvente orgánico extraerá la clorofila de las muestras.
3. Someter las muestras a ultrasonidos durante 2 minutos.
4. Añadir 10 mL de acetona al 90%, y disponer el filtro en un homogenizador hasta su total desintegración.
5. Filtrar las muestras (Whatman GF/F) para disminuir la turbidez de la misma.
6. Leer las absorbancias a 630, 645, 665 y 750 nm, mediante un espectrofotómetro. La cubeta del espectrofotómetro suele ser de 1 a 5 cm de anchura; este dato es relevante y debe incorporarse a la ecuación.

Estimar las concentraciones de clorofila mediante la siguiente ecuación:

$$Clh a (\mu\text{g/L}) = [11,6 (A_{665} - A_{750}) - 1,31 (A_{645} - A_{750}) - 0,14 (A_{630} - A_{750})] Ve / (Vf L) \quad (12.4)$$

Donde *Clh a*: clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$), A_n : absorbancia a x nm, *Ve*: volumen del extracto (L), *Vf*: volumen filtrado (L), y *L*: longitud de la cubeta (cm).

Medición de cloro libre residual

La medición del cloro libre residual se realiza mediante el método DPD 10069 de HACH utilizando un espectrofotómetro HACH^R modelo DR/5000 y el reactivo para cloro libre DPD HACH^R cat. 14070-99.

El método realizado fue el siguiente:

- Se desliza la tapa donde se coloca la celda y se coloca el adaptador para la celda de Cl₂ residual, desatornillando el adaptador y colocándolo de manera correcta.
- Se enciende el espectrofotómetro seleccionando el programa pre-almacenado, en este caso para la medición de cloro libre, en un rango de 0.1-10.0 mg/L. La longitud de onda de 530 nm se selecciona automáticamente.
- Se llena la celda de plástico con agua destilada hasta la marca de 5 mL y se adiciona un sobre de reactivo DPD, agitando durante 20 segundos para la disolución completa del reactivo.
- La celda se inserta dentro del aparato de medición y se presiona la tecla “cero”, en la pantalla aparece 0 mg/L Cl₂.
- Se remueve la celda del aparato, se desecha el contenido y se enjuaga con agua destilada. Se llena nuevamente con el agua problema y se le adiciona un sobre de reactivo DPD para cloro libre. Se tapa la celda y se agita por 20 segundos para disolver el contenido. Un color rosa aparece cuando hay presencia de cloro.
- Inmediatamente después se pone la celda dentro del aparato de medición, se cierra el compartimiento, se oprime la tecla de “medición” y se lee la concentración en la pantalla en mg/L de cloro (en la forma de Cl₂).

Medición de Turbiedad

La medición de turbiedad en UNT, se realiza con un turbidímetro Tubiquant 1000 IR Merck TM. El método realizado fue el siguiente:

- Se enciende el turbidímetro y se calibra. Para calibrar se presiona la tecla “Cal”, N=1, y se coloca la celda de calibración, se espera a que se establezca la lectura. Se repite el procedimiento hasta llegar a N=4 y se presiona la tecla Enter. El equipo está calibrado.
- Para realizar la medición, se llena la celda de medición con la muestra de agua (10mL).
- La celda se limpia y se inserta dentro del equipo de medición; la marca en la tapa debe coincidir con la marca en el equipo, esto es necesario.
- Se presiona la tecla Enter y se tiene que esperar para que se establezca la lectura. Se anota el valor leído en la bitácora.

Medición de Color

La medición de color en unidades Pt-Co se realiza en un espectrofotómetro HACH^R modelo DR/5000. El método realizado fue el siguiente:

- Se enciende el espectrofotómetro seleccionando el programa pre-almacenado, en este caso el No. 120 para la medición de color en unidades Pt-Co,
- Se realiza la medición del blanco con agua destilada con N=0, y se espera a que se establezca la lectura hasta llegar a N=2, presionar Enter. El equipo está calibrado.

- Para realizar la medición se llena la celda con 10 mL de la muestra de agua.
- La celda se limpia, se inserta dentro del equipo de medición y se cierra la tapa del equipo. Se presiona la tecla medir y se espera a que la lectura de medición se estabilice y se anota en la bitácora.

Medición de pH

La medición de pH se realiza en un medidor multi-parámetros Thermo Scientific Orion 4-Star®. El método realizado fue el siguiente:

- Se conecta en el medidor multi-parámetros el electrodo correspondiente a la medición de pH.
- Se enciende el equipo. Para realizar la medición se enjuaga el electrodo con agua destilada y se sumerge el electrodo en la muestra, se presiona la tecla “measure/print” y se espera a que se estabilice la lectura. Se anota el valor indicado por el aparato en la bitácora.

Medición de Sólido Suspendidos Totales (SST)

La determinación de Sólidos Suspendidos Totales (SST) se realizó basada en la NMX-AA-034-SCFI-2001 y el método estandarizado para determinación de SST SM 2540-D, utilizado para la determinación de los sólidos suspendidos en los lodos generados en el tratamiento. El método realizado fue el siguiente:

Preparación de filtros a peso constante:

- Se rotulan las charolas de aluminio.
- Se colocan los filtros en las charolas y se introducen en una mufla a 550 °C de 15 – 20 minutos, después del tiempo transcurrido se colocan a 105°C en una estufa durante 15-20 min.

Después del tiempo transcurrido se colocan en un desecador para su enfriamiento y por último se pesan en una balanza analítica (Peso 1).

Determinación de los SST:

- Se toma un volumen de filtración de 50 mL, se filtra al vacío con papel filtro de 0.45 micras, previamente preparado a peso constante.
- Los filtros son secados a 105° C por un lapso de dos horas en estufa. Después se coloca en un desecador para su enfriamiento.
- Se realiza el pesado de filtros en una balanza analítica (Peso 2) y se anota en la bitácora.
- Se calculan la cantidad de sólidos suspendidos presentes mediante la ecuación::

$$\text{SST} = (\text{Peso 2} - \text{Peso 1}) * 1000 / \text{Volumen filtrado}$$

Medición de dióxido de cloro

Método colorimétrico DPD 10069, APHA *et al.*, 1998

En solución débilmente ácida, el dióxido de cloro reacciona con dipropil-p-fenilendiamina (DPD) dando un color rosa que se determina foto-métricamente.

- Se toma una muestra de 10 mL en un tubo de ensaye, el valor del pH debe encontrarse en un intervalo de 4 – 8 (si es necesario, ajustar con solución de hidróxido sódico o con ácido sulfúrico).
- Se añaden 2 gotas del reactivo ClO_2-1 y mezclar.
- Se deja reaccionar durante dos minutos (tiempo de reacción A).
- Se añade una micro-cuchara del reactivo ClO_2-2 y se agita vigorosamente hasta que el reactivo se haya disuelto completamente.

Se deja reaccionar durante un minuto (tiempo de reacción B), se introduce la muestra en la cubeta de medición y se realiza la lectura en el fotómetro.

ANEXO III

Resultados de las pruebas experimentales

A continuación se presentan los registros de laboratorio para las pruebas de Pre-oxidación-Coagulación-Floculación-Flotación por Aire Disuelto.

Pre-oxidante: Hipoclorito de sodio

Tabla III.1 Resultados de laboratorio para la combinación Preoxidante1–Coagulante/Floculante 1

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria												
Prueba	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo de flotación	Color	Turbiedad	pH	Sólidos de Lodo	Clorofila- α	Oxidante residual	Coliformes totales	
					u PtCo	UNT	---	mg/L	μg/L	mg/L	UFC/100 mL	
1	-1.54671	0	0	0	3.5	0.01	6.96	7.6	0	0.00	0	
2	1	1	-1	1	4.5	0.01	6.96	23.7	0.02	0.02	0	
3	0	0	0	0	2	0.01	7.13	23.6	0.04	0.04	0	
4	0	0	0	0	3	0.01	7.02	20.8	0.10	0.10	0	
5	-1	-1	1	-1	3	0.01	6.94	19	0.09	0.09	0	
6	1.54671	0	0	0	4	0.01	6.83	33.3	0	0.00	0	
7	0	0	-1.54671	0	40.5	7.005	7.12	18.3	0.06	0.06	0	
8	-1	1	-1	1	14.5	2.07	7.23	12.6	0.06	0.06	0	
9	1	1	1	1	3.5	1.385	7.17	31.4	0	0.00	0	
10	-1	1	-1	-1	3	0.535	7.09	15.1	0	0.00	0	
11	1	-1	1	1	4	0.765	7.04	37.2	0.06	0.06	0	
12	0	0	0	1.54671	7	0.685	7.16	10.8	0	0.00	4	
13	1	-1	1	-1	2.5	0.02	6.89	25.8	0	0.00	0	
14	-1	-1	1	1	4	0.205	6.99	11.7	0.13	0.13	0	
15	0	1.54671	0	0	4	0.015	7.23	19.3	0	0.00	0	
16	1	1	-1	-1	4.5	0.425	7.18	25.1	0	0.00	0	
17	-1	1	1	-1	1.5	0.01	7.19	14.2	0.01	0.01	0	
18	1	1	1	-1	1.5	0.01	7.16	27.3	0.02	0.02	0	
19	0	-1.54671	0	0	7	0.01	7.31	18.4	0	0.00	0	
20	1	-1	-1	-1	22.5	1.495	7.13	31	0.28	0.28	0	
21	-1	1	1	1	11	0.01	7.18	13.9	0	0.00	0	
22	-1	-1	-1	-1	7.5	0.01	7.18	11.8	0	0.00	0	
23	-1	-1	-1	1	4.5	0.01	7.31	12.3	0	0.00	0	
24	0	0	0	-1.5467	0.65	0.01	7.3	16.4	0	0.6	0	
25	1	-1	-1	1	11	1.125	6.7	25.2	0.25	0.1	0	
26	0	0	0	0		0.2	6.83	18.9	0	2.1	0	
27	0	0	1.54671	0	5.5	0.03	6.9	18.7	0.01	2.2	0	

Tabla III.2 Resultados de laboratorio para la combinación de Preoxidante 1– Coagulante/Floculante 1, duplicado

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria											
Prueba	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo de flotación	Color	Turbiedad	pH	Sólidos de Lodo	Clorofila- α	Oxidante residual	Coliformes totales
					u PtCo	UNT	---	mg/L	µg/L	mg/L	UFC/100 mL
1	-1.54671	0	0	0	2	0.01	7.01	7	0.01	0.3	0
2	1	1	-1	1	0	0.01	6.98	22.1	0.00	1.6	0
3	0	0	0	0	0	0.01	6.85	19.1	0.04	0.8	0
4	0	0	0	0	0.5	0.01	7.13	17.9	0.00	0.8	0
5	-1	-1	1	-1	6.5	0.01	7.05	11.9	0.00	0.1	0
6	1.54671	0	0	0	5.5	0.01	7.07	28.1	0.08	0.2	0
7	0	0	-1.54671	0	11	1.765	7.2	15	0.06	1.1	0
8	-1	1	-1	1	3.5	0.55	7.21	10.8	0.04	2.5	0
9	1	1	1	1	2.5	0.025	7.12	27.2	0.00	2.1	0
10	-1	1	-1	-1	4.5	0.545	7.22	11	0.00	2.8	0
11	1	-1	1	1	3	0.01	6.97	31.3	0.03	0.2	0
12	0	0	0	1.54671	3.5	1.345	7.13	19.6	0.04	1	0
13	1	-1	1	-1	6.5	0.09	7.03	23.2	0.03	0.2	0
14	-1	-1	1	1	3	0.01	7.03	12.8	0.02	0.2	0
15	0	1.54671	0	0	3.5	0.01	7.23	14.1	0.06	3.1	0
16	1	1	-1	-1	4.5	0.16	7.18	25.6	0.02	2.1	0
17	-1	1	1	-1	1	0.01	7.18	15.4	0.00	2.5	0
18	1	1	1	-1	11	2.525	7.11	24	0.04	1.8	0
19	0	-1.54671	0	0	8	0.01	7.19	15.6	0.03	0	0
20	1	-1	-1	-1	16	0.665	7.13	27.4	0.09	0	0
21	-1	1	1	1	7.5	0.01	7.11	15.8	0.00	2	0
22	-1	-1	-1	-1	8.5	0.06	7.24	14.3	0.00	0.1	0
23	-1	-1	-1	1	12.5	0.04	7.2	16.2	0.00	0.1	0
24	0	0	0	-1.5467	9.5	0.01	7.23	17.3	0.04	0.7	0
25	1	-1	-1	1	12	1.365	6.86	26.2	0.21	0.1	0
26	0	0	0	0	3.5	0.01	7.01	19.4	0.00	2.3	0
27	0	0	1.54671	0	4	0.085	7.07	19.1	0.00	2.3	0

Tabla III.3 Resultados de laboratorio para la combinación: Preoxidante 1–
Coagulante/Floculante 2

Hipoclorito de sodio-Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio												
Prueba	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo	Color	Turbiedad	pH	Sólidos de Lodo	Clorofila- α	Coliformes totales	Oxidante residual	Aluminio residual
					u PtCo	UNT	---	mg/L	µg/L	UFC/100 mL	mg/L	mg/L
1	-1.54671	0	0	0	11.5	0.78	5.62	41.5	0.00	0	0.5	2.8
2	1	1	-1	1	11	0.16	6.14	44.5	0.00	0	1.9	0.8
3	0	0	0	0	21	3.25	5.66	52.1	0.00	0	1.1	2.5
4	0	0	0	0	22.5	3.51	5.94	49.9	0.00	0	1	2.5
5	-1	-1	1	-1	34.5	3.61	4.51	65.8	0.00	0	0.2	5
6	1.54671	0	0	0	18	0.80	5.54	66.3	0.00	0	0	2.4
7	0	0	-1.54671	0	5	0.50	7.21	14.1	0.00	0	0.5	1.1
8	-1	1	-1	1	5	0.01	6.94	33.5	0.00	0	2.7	0.7
9	1	1	1	1	29.5	0.28	5.17	73.6	0.00	0	1.7	4.6
10	-1	1	-1	-1	13	1.12	6.63	31.6	0.00	0	2.3	0.7
11	1	-1	1	1	40	4.81	5.27	81.4	0.12	0	0	4.8
12	0	0	0	1.54	37	3.99	6.02	52.4	0.00	0	1	2.7
13	1	-1	1	-1	18	2.90	5.4	86.4	0.00	0	0.1	3.5
14	-1	-1	1	1	26.5	2.57	5.36	69.1	0.00	0	0.3	13.5
15	0	1.54671	0	0	15.5	2.07	6.53	51.8	0.00	0	3.1	6.1
16	1	1	-1	-1	1	0.01	7.09	48.8	0.00	0	1.9	0.9
17	-1	1	1	-1	24	2.87	5.69	50.1	0.00	0	2.5	5.6
18	1	1	1	-1	21.5	2.90	5.68	84.9	0.00	0	2.1	4.7
19	0	-1.54671	0	0	41.5	4.28	6.09	44.8	7.59	0	0	6.5
20	1	-1	-1	-1	9.5	1.01	6.73	41.4	1.10	0	0	1.2
21	-1	1	1	1	25.5	2.28	5.33	59.9	0.00	2	2.5	6.7
22	-1	-1	-1	-1	6.5	0.01	6.8	26.7	4.44	0	0.1	1.6
23	-1	-1	-1	1	6.5	0.01	6.88	27.7	0.00	0	0.1	1.5
24	0	0	0	-1.54	39	4.29	6.22	48.4	0.00	0	1	6.4
25	1	-1	-1	1	11.5	1.25	6.17	24.1	1.17	0	0.4	1.3
26	0	0	0	0	33.5	2.45	5.59	27.3	0.00	0	1.4	5.6
27	0	0	1.54671	0	28	6.32	4.45	40.2	0.26	0	1.5	9.8

Tabla III.4 Resultados de laboratorio para la combinación: Preoxidante 1– Coagulante/Floculante 2, duplicado

Hipoclorito de sodio-Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio												
Prueba	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo	Color	Turbiedad	pH	Sólidos de Lodo	Clorofila- α	Coliformes totales	Oxidante residual	Aluminio residual
					u PtCo	UNT	---	mg/L	$\mu\text{g/L}$	UFC/100 mL	mg/L	mg/L
1	-1.54671	0	0	0	18.5	2.38	5.58	38.9	0.00	0	0.5	4.1
2	1	1	-1	1	4.5	0.17	6.13	46.2	0.00	0	2	0.9
3	0	0	0	0	10	0.86	5.67	51.8	0.00	0	1.1	2.2
4	0	0	0	0	10	1.90	5.59	53.4	0.00	1	1.1	2.3
5	-1	-1	1	-1	26	4.29	4.71	67.2	0.00	0	0.3	5.6
6	1.54671	0	0	0	20	3.84	5.63	61	0.00	0	0.1	2.6
7	0	0	-1.54671	0	12	0.10	7.08	13.8	0.00	0	0.5	0.7
8	-1	1	-1	1	16.5	1.32	6.83	83.5	0.00	0	2.4	0.8
9	1	1	1	1	36.5	4.25	5.34	80.9	0.00	0	2.1	6.4
10	-1	1	-1	-1	14	0.08	6.81	34.2	0.00	0	2.5	1
11	1	-1	1	1	40.5	6.97	5.2	78.5	0.00	0	0.1	6.4
12	0	0	0	1.54	41	4.36	6.1	51.7	0.00	0	1	4.8
13	1	-1	1	-1	35	3.63	5.39	87	0.00	0	0.1	5.1
14	-1	-1	1	1	32.5	3.61	5.36	68.9	0.00	0	0.4	6.1
15	0	1.54671	0	0	33.5	2.43	6.44	52.8	0.00	0	3	2.8
16	1	1	-1	-1	2.5	0.01	6.45	53.7	0.00	0	2.1	1.2
17	-1	1	1	-1	37	4.04	6.99	68.4	0.00	0	2.5	10.5
18	1	1	1	-1	26	3.73	5.6	81.8	0.00	0	2.3	5
19	0	-1.54671	0	0	43.5	4.69	6.3	44.9	8.68	5	0	6.9
20	1	-1	-1	-1	7	0.01	6.83	43.4	0.00	0	0	0.9
21	-1	1	1	1	26.5	2.68	5.43	60.9	0.00	0	2.4	6.7
22	-1	-1	-1	-1	6	0.09	6.82	28	0.00	0	0.3	2.2
23	-1	-1	-1	1	6	0.01	6.92	27.2	0.00	0	0.1	1
24	0	0	0	-1.54	12.5	0.51	6.33	52.3	0.00	0	0.2	3
25	1	-1	-1	1	11.5	2.90	6.2	23	0.00	0	0.1	1.1
26	0	0	0	0	38.5	10.05	5.64	26.6	0.91	0	1.4	5.7
27	0	0	1.54671	0	51.5	10.18	4.48	40.8	0.00	0	1.5	10.4

Pre-oxidante: Dióxido de cloro

**Tabla III.5 Resultados de laboratorio para la combinación: Preoxidante 2–
Coagulante/Floculante 1**

Dióxido de cloro- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria											
Prueba	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo de flotación	Color	Turbiedad	pH	Sólidos de Lodo	Clorofila- α	Oxidante residual	Coliformes totales
					u PtCo	UNT	---	mg/L	µg/L	mg/L	UFC/100 mL
1	-1.54671	0	0	0	11.5	1.80	6.7	4.6	0.98	0.00	0
2	1	1	-1	1	26.5	6.24	6.72	19.2	0.00	0	0
3	0	0	0	0	19	3.99	6.99	11	2.26	0	0
4	0	0	0	0	15	3.05	7.07	12.5	1.10	0	0
5	-1	-1	1	-1	25	3.74	7.01	11.1	1.13	0	0
6	1.54671	0	0	0	17	2.94	6.95	26.4	1.07	0	0
7	0	0	-1.54671	0	37	7.83	7.1	10.7	2.82	0.02	0
8	-1	1	-1	1	12	5.05	6.85	28.9	0.94	0.36	0
9	1	1	1	1	10.5	3.44	6.93	25.5	0.00	0.29	0
10	-1	1	-1	-1	19	4.14	6.98	15.4	1.02	0.47	0
11	1	-1	1	1	18.5	1.89	7.24	37.4	1.24	0.03	0
12	0	0	0	1.54671	5.5	1.29	7.26	16.1	0.00	0	0
13	1	-1	1	-1	4.5	0.01	7.14	26	0.00	0	0
14	-1	-1	1	1	6.5	0.23	7.06	17	0.00	0	0
15	0	1.54671	0	0	6	1.20	6.95	20.6	0.00	0.77	0
16	1	1	-1	-1	10.5	2.01	6.95	22.3	0.00	0.75	0
17	-1	1	1	-1	7	1.01	6.92	15.8	0.00	0.7	0
18	1	1	1	-1	8	0.08	7.11	25.2	9.28	0.53	0
19	0	-1.54671	0	0	0	0.01	7.32	20	0.78	0	0
20	1	-1	-1	-1	4.5	2.11	7.33	23.9	1.09	0.01	0
21	-1	1	1	1	4	0.21	7.1	15.6	0.00	1.01	0
22	-1	-1	-1	-1	2.5	1.80	7.34	16.8	0.00	0	0
23	-1	-1	-1	1	2	0.15	7.33	17.7	0.00	0	0
24	0	0	0	-1.5467	2.5	0.01	7.18	19.3	1.02	0.23	0
25	1	-1	-1	1	12.5	1.29	7.46	27.4	1.89	0.04	0
26	0	0	0	0	13.5	2.11	7.48	14.1	0.93	0.1	0
27	0	0	1.54671	0	19.5	6.28	7.59	10.6	1.04	0.12	0

Tabla III.6 Resultados de laboratorio para la combinación: Preoxidante 2–
Coagulante/Floculante 1, duplicado.

Dióxido de cloro- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria											
Prueba	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	Tiempo de flotación	Color	Turbiedad	pH	Sólidos de Lodo	Clorofila- α	Oxidante residual	Coliformes totales
					u PtCo	UNT	---	mg/L	µg/L	mg/L	UFC/100 mL
1	-1.54671	0	0	0	20.5	2.60	7.1	5.2	0.89	0	0
2	1	1	-1	1	7.5	4.24	6.94	19.7	0.00	0	0
3	0	0	0	0	21	1.74	7.17	11.1	1.96	0	0
4	0	0	0	0	21	2.77	7.13	10.5	1.04	0	0
5	-1	-1	1	-1	19	3.02	7.15	10.5	1.78	0	0
6	1.54671	0	0	0	12.5	2.69	7.09	28.2	1.04	0	0
7	0	0	-1.54671	0	16	3.61	7.26	20.9	2.26	0.02	0
8	-1	1	-1	1	3	0.91	7.15	4.3	0.00	0.01	0
9	1	1	1	1	1.5	0.67	7.08	31.8	0.00	0.22	0
10	-1	1	-1	-1	3	0.81	7.04	2	0.00	0.45	0
11	1	-1	1	1	3	0.61	7.16	22.5	0.00	0.04	0
12	0	0	0	1.54671	1.5	0.64	7.18	5.5	0.00	0.02	0
13	1	-1	1	-1	2	0.84	7.05	16	0.00	0	0
14	-1	-1	1	1	4.5	0.17	7.33	25.4	0.00	0	0
15	0	1.54671	0	0	13.5	4.55	7.18	13.2	0.00	1.29	0
16	1	1	-1	-1	16.5	10.29	7.24	31.3	0.00	0.77	0
17	-1	1	1	-1	6.5	0.73	7.13	29.9	0.00	0.9	0
18	1	1	1	-1	6	0.51	7.15	36.3	0.94	0.8	0
19	0	-1.54671	0	0	1	0.01	7.47	16.4	0.00	0.08	0
20	1	-1	-1	-1	4	3.61	7.4	32.6	0.28	0	0
21	-1	1	1	1	2.5	0.13	7.25	15.4	0.00	1.12	0
22	-1	-1	-1	-1	3.5	0.02	7.37	17.7	0.87	0	0
23	-1	-1	-1	1	2	0.01	7.22	13.6	0.00	0	0
24	0	0	0	-1.5467	0	3.82	7.03	17.6	0.00	0.17	0
25	1	-1	-1	1	17.5	4.10	7.56	32.5	6.41	0.09	0
26	0	0	0	0	14	2.50	7.61	8.9	0.00	0	0
27	0	0	1.54671	0	20.5	5.74	7.54	10.7	1.12	0.13	0

Tabla III.7 Resultados de laboratorio para la combinación: Preoxidante 2– Coagulante/Floculante 2

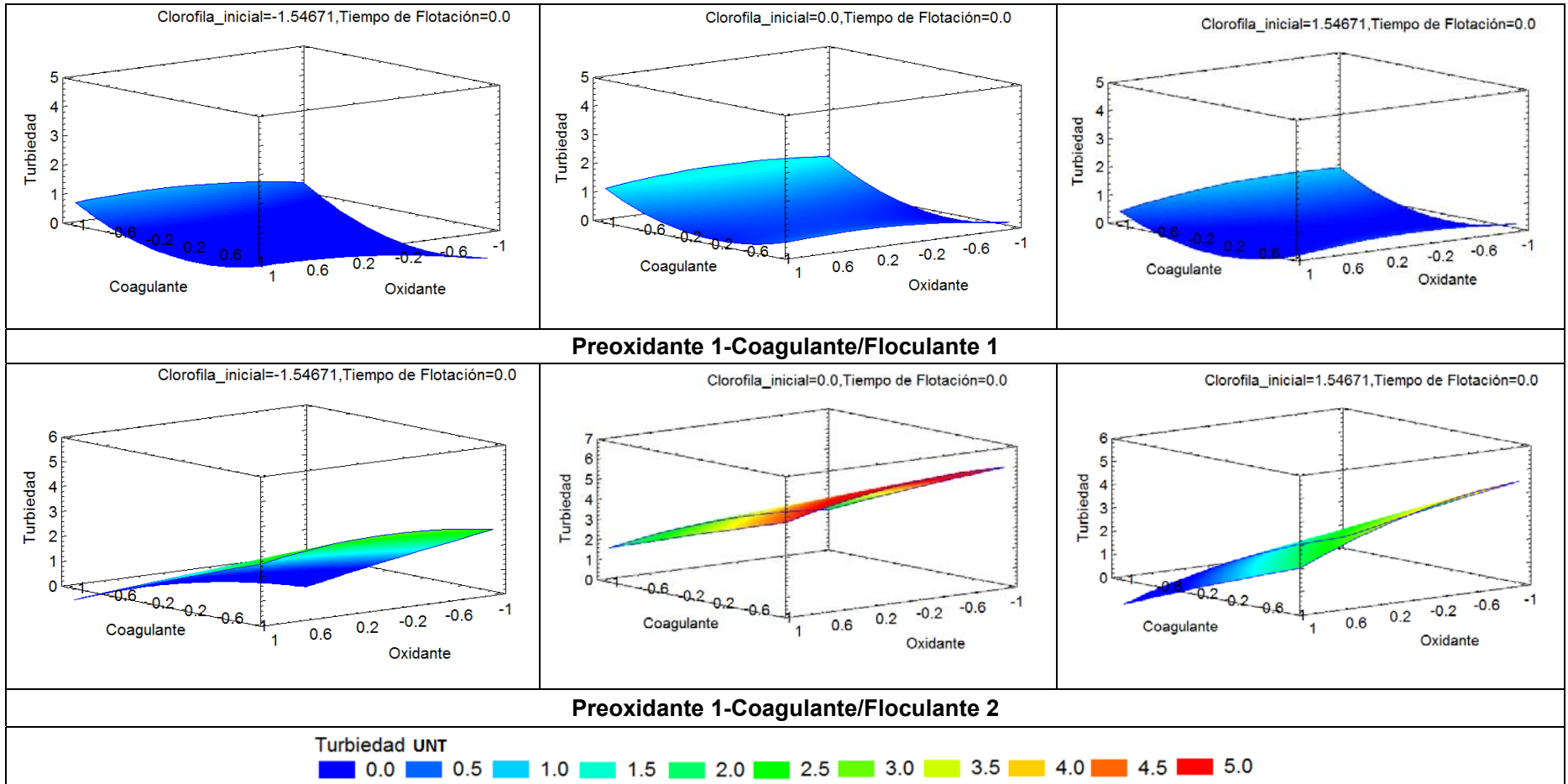
Dióxido de cloro- Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio												
	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	t	Color	Turbiedad	pH	Sólidos de Lodo	Clorofila- α	Coliformes totales	Oxidante residual	Aluminio residual
					u PtCo	UNT	---	mg/L	µg/L	UFC/100 mL	mg/L	mg/L
1	-1.54671	0	0	0	46.0	4.41	5.49	33.8	0	0	0.28	5.2
2	1	1	-1	1	11.0	2.73	6.52	66.2	1.80	0	0	1.0
3	0	0	0	0	33.5	9.56	4.71	51.3	1.92	0	0.34	5.3
4	0	0	0	0	33.5	10.07	5.42	52.9	0	0	0.14	3.4
5	-1	-1	1	-1	31.5	11.69	5.37	60.4	0.94	0	0.05	7.1
6	1.54671	0	0	0	18.0	5.89	5.02	64.8	3.10	0	0.14	4.6
7	0	0	-1.54671	0	47.5	12.32	6.99	19.2	0	0	0.13	1.1
8	-1	1	-1	1	20.5	10.24	7	29.3	0	0	0.08	1.1
9	1	1	1	1	25.0	8.26	5.18	102.4	0.13	0	0.06	2.8
10	-1	1	-1	-1	33.0	12.36	6.99	30.6	0.78	0	0.17	0.9
11	1	-1	1	1	21.5	6.23	5.21	102.5	0.86	0	0.20	2.8
12	0	0	0	1.54	32.5	12.41	6.68	48.3	0	0	0.73	0.8
13	1	-1	1	-1	35.5	9.40	5.11	102.2	5.46	0	0.08	3.5
14	-1	-1	1	1	51.5	11.56	4.75	58.3	2.01	0	0.02	8.9
15	0	1.54671	0	0	16.5	11.00	6.92	50.5	0	0	0.08	1.2
16	1	1	-1	-1	12.5	3.02	6.45	68.0	0.96	4	0	0.8
17	-1	1	1	-1	33.0	9.09	6	61.3	0	0	0.68	0.9
18	1	1	1	-1	23.0	9.92	5.09	99.1	0	1	0	5.2
19	0	-1.54671	0	0	19.0	5.07	5.9	52.6	3.32	10	0.01	1.7
20	1	-1	-1	-1	9.5	6.06	6.73	39.9	0.96	9	0.11	1.0
21	-1	1	1	1	24.0	8.83	4.96	61.0	0.91	7	0.77	7.4
22	-1	-1	-1	-1	7.5	2.81	6.28	28.4	1.10	2	0.04	0.8
23	-1	-1	-1	1	8.0	2.04	6.34	30.5	0	24	0.03	0.9
24	0	0	0	-1.54	18.0	7.16	5.82	51.2	0	4	0.28	3.1
25	1	-1	-1	1	5.0	2.02	6.35	39.1	0	0	0	1.0
26	0	0	0	0	15.0	10.07	5.79	54.8	0	0	0.10	4.9
27	0	0	1.54671	0	13.5	11.77	4.46	69.4	0.88	0	0.37	4.2

Tabla III.8 Resultados de laboratorio para la combinación: Preoxidante 2–
Coagulante/Floculante 2, duplicado

Dióxido de cloro- Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio												
	Clorofila- α	Oxidante	Coagulante	t	Color	Turbiedad	pH	Sólidos de Lodo	Clorofila- α	Coliformes totales	Oxidante residual	Aluminio residual
					u PtCo	UNT	---	mg/L	μg/L	UFC/100 mL	mg/L	mg/L
1	-1.54671	0	0	0	38.5	7.55	5.98	33.9	0.00	0	0.23	4
2	1	1	-1	1	12	2.25	6.27	77.2	1.78	14	0.08	0.9
3	0	0	0	0	38.5	13.33	5.54	45.4	1.96	0	0.19	6.5
4	0	0	0	0	32	12.94	5.43	46.6	0.91	0	0.27	3.6
5	-1	-1	1	-1	31.5	11.425	4.8	53.3	2.15	0	0.07	5.9
6	1.54671	0	0	0	33.5	14.555	5.44	57	3.22	0	0.28	3.9
7	0	0	-1.54671	0	12.5	5.065	7.1	21.9	0.90	0	0.23	0.9
8	-1	1	-1	1	13.5	2.315	6.99	28.7	0.00	0	0.06	0.9
9	1	1	1	1	25.5	7.75	7.2	103.2	1.84	2	0.03	3.1
10	-1	1	-1	-1	12	2.94	7.02	29.2	0.00	0	0.16	1
11	1	-1	1	1	23	7.46	4.94	110.6	2.75	14	0	2.7
12	0	0	0	1.54	11.5	5.43	6.99	51	1.88	0	0.67	0.1
13	1	-1	1	-1	30.5	10.295	4.83	100.4	2.80	10	0.01	3
14	-1	-1	1	1	62.5	10.28	4.72	57.9	5.10	0	0.15	11.7
15	0	1.54671	0	0	14.5	8.755	6.95	52.7	0.00	0	0.07	1.1
16	1	1	-1	-1	12	2.325	5.29	72.1	1.83	0	0.16	0.8
17	-1	1	1	-1	21	9.985	6.91	51.2	0.00	0	0.75	2.3
18	1	1	1	-1	22.5	6.675	5.2	106.4	0.00	4	0.05	2.6
19	0	-1.54671	0	0	10	4.135	5.79	51.9	0.00	0	0.01	2.6
20	1	-1	-1	-1	7.5	1.365	6.16	40.1	0.94	0	0.11	1
21	-1	1	1	1	27	8.225	4.92	59.9	0.94	0	0.86	5.9
22	-1	-1	-1	-1	8	3.125	6.34	29.8	0.01	0	0	1.2
23	-1	-1	-1	1	5.5	2.275	6.44	34.1	0.00	0	0	1.3
24	0	0	0	-1.54	12	3.19	5.92	54.7	0.89	0	0.35	6.2
25	1	-1	-1	1	4	1.345	6.21	42	3.62	0	0	1
26	0	0	0	0	17	7.59	5.96	53.5	0.00	0	0.28	2.7
27	0	0	1.54671	0	23	6.53	4.31	67.6	0.00	0	0.41	5.8

ANEXO IV

Gráficas de superficie respuesta para turbiedad y color residual



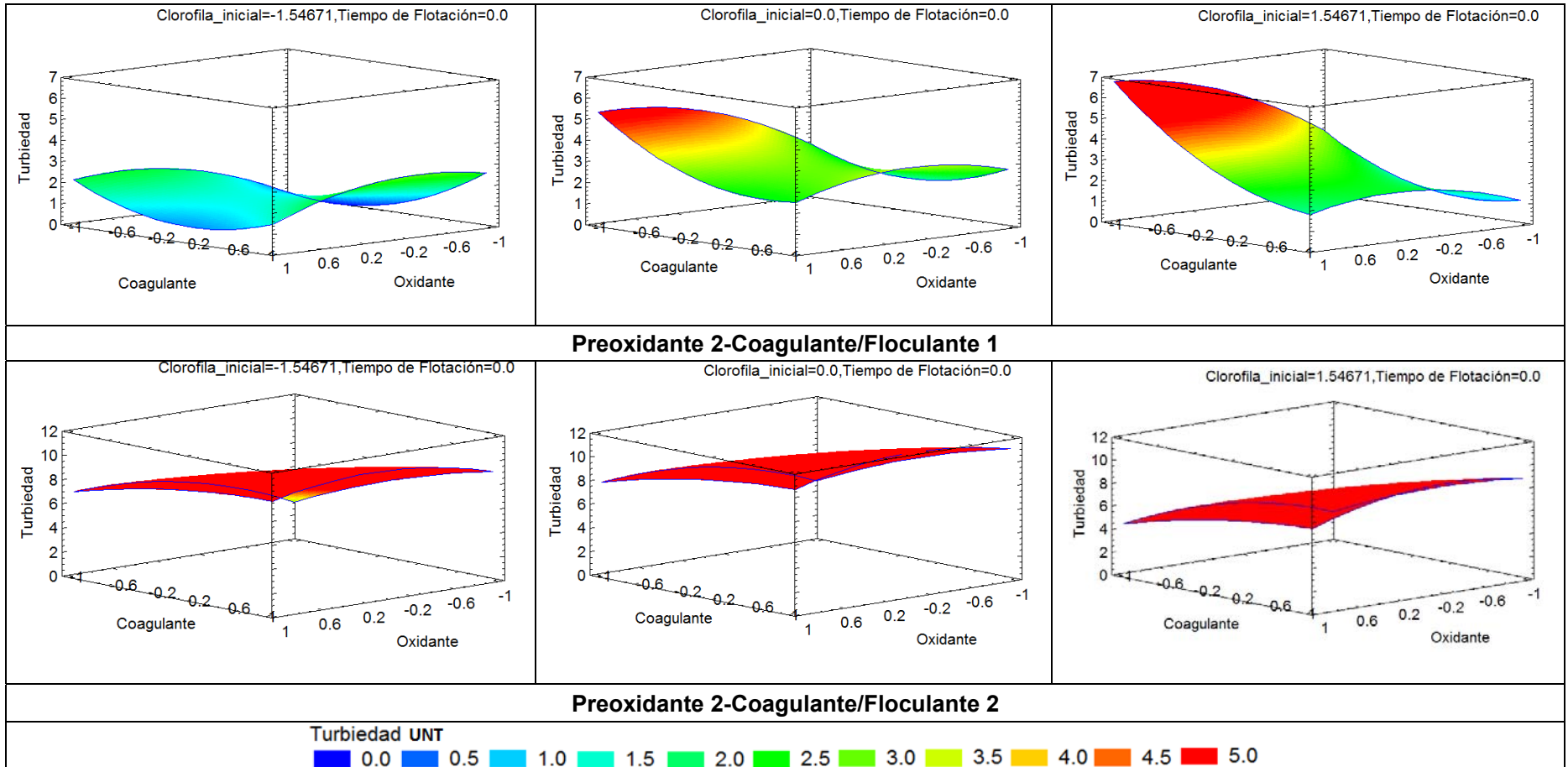
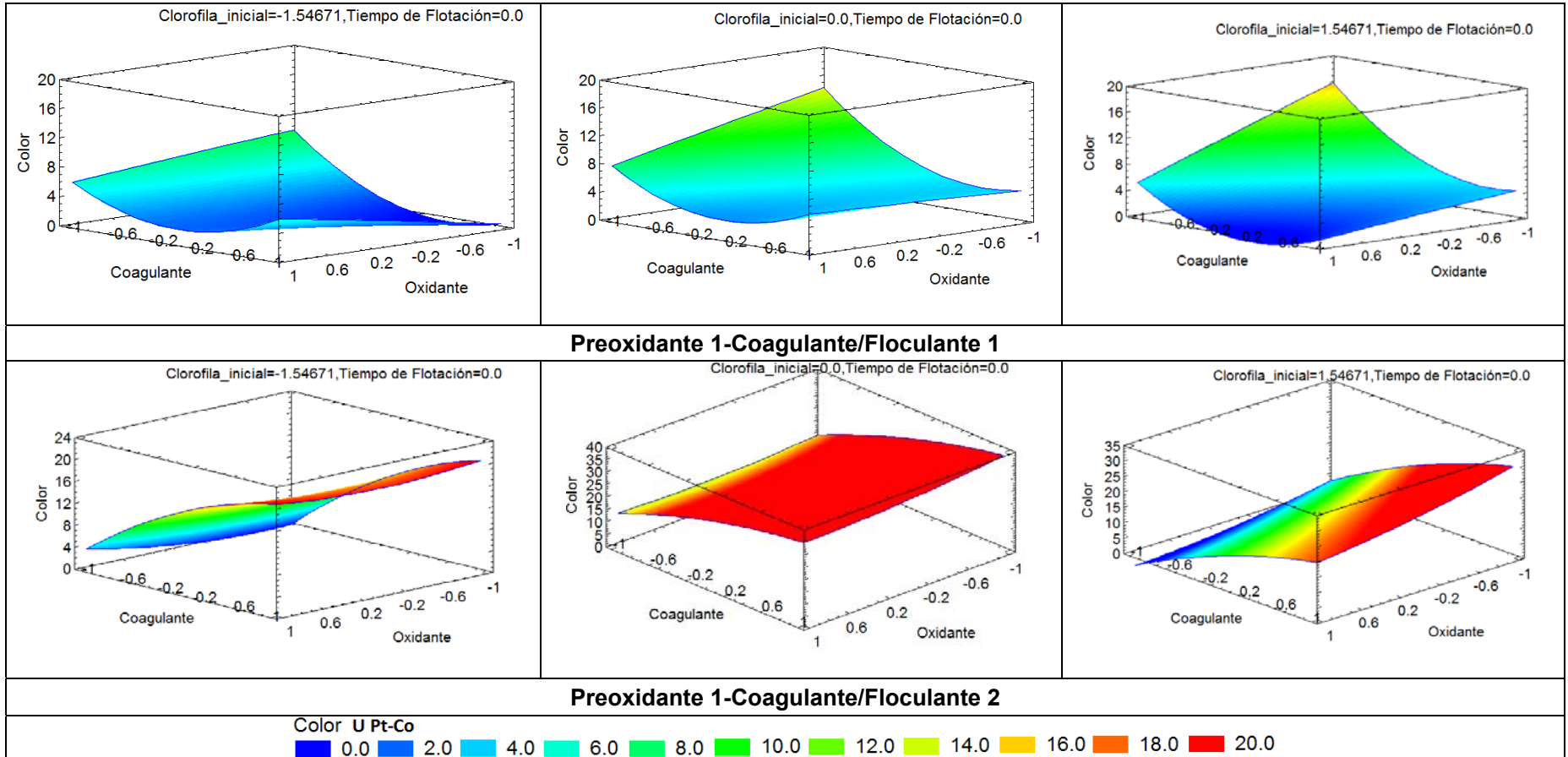


Figura IV.1 Superficies de respuesta para turbiedad residual como función de la dosis de coagulante y oxidante con tres valores de clorofila-a inicial y tiempo de flotación fijo de las cuatro combinaciones de sustancias químicas aplicadas en el tren de tratamiento



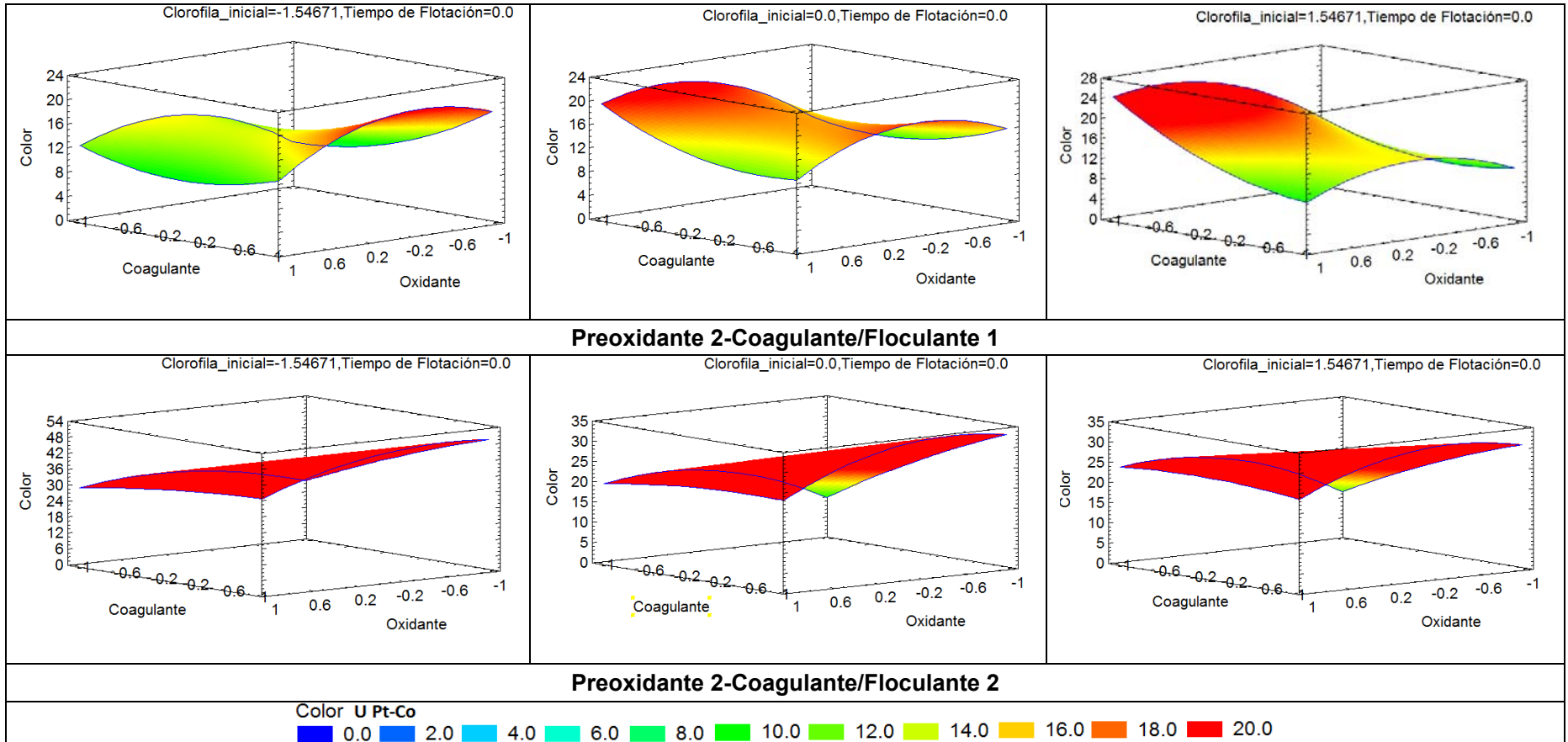


Figura IV.2 Superficies de respuesta para color aparente residual como función de la dosis de coagulante y oxidante con tres valores de clorofila-a inicial y tiempo de flotación fijo de las cuatro combinaciones de sustancias químicas aplicadas en el tren de tratamiento

ANEXO V

Resultados del análisis ANOVA de los datos experimentales

Tabla V.1 Combinación: Preoxidante 1–Coagulante/Floculante1 (color)

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria					
Color					
Coeficiente	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	1177.148	14.000	84.082	3.190	0.0021
A - Clorofila inicial	9.324	1.000	9.324	0.354	0.5554
B - Oxidante	86.892	1.000	86.892	3.297	0.0771
C - Coagulante	384.722	1.000	384.722	14.596	0.0005
D - Tiempo de flotación	0.211	1.000	0.211	0.008	0.9292
AB	56.445	1.000	56.445	2.142	0.1514
AC	11.883	1.000	11.883	0.451	0.5059
AD	89.445	1.000	89.445	3.394	0.0731
BC	122.070	1.000	122.070	4.631	0.0376
BD	37.195	1.000	37.195	1.411	0.2420
CD	5.695	1.000	5.695	0.216	0.6446
A ²	17.610	1.000	17.610	0.668	0.4187
B ²	0.199	1.000	0.199	0.008	0.9312
C ²	353.576	1.000	353.576	13.415	0.0007
D ²	1.881	1.000	1.881	0.071	0.7908
Residual	1027.939	39.000	26.357		
Falta de ajuste	326.653	10.000	32.665	1.351	0.2515
Error total	701.286	29.000	24.182		
Cor Total	2205.087	53.000			

Tabla V.2 Combinación: Preoxidante1–Coagulante/Floculante 1 (turbiedad)

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria					
	Turbiedad				
Coeficiente	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	22.751	10.000	2.275	2.453	0.0204
A - Clorofila inicial	0.863	1.000	0.863	0.930	0.3401
B - Oxidante	0.139	1.000	0.139	0.150	0.7001
C - Coagulante	7.247	1.000	7.247	7.813	0.0077
D - Tiempo de flotación	0.410	1.000	0.410	0.442	0.5097
AB	*	*	*	*	*
AC	0.304	1.000	0.304	0.328	0.5699
AD	*	*	*	*	*
BC	0.347	1.000	0.347	0.374	0.5443
BD	*	*	*	*	*
CD	*	*	*	*	*
A ²	1.234	1.000	1.234	1.331	0.2551
B ²	1.229	1.000	1.229	1.325	0.2561
C ²	10.966	1.000	10.966	11.822	0.0013
D ²	0.011	1.000	0.011	0.012	0.9129
Residual	39.888	43.000	0.928		
Falta de ajuste	19.950	14.000	1.425	2.073	0.0475
Error total	19.937	29.000	0.687		
Cor Total	62.638	53.000			

Tabla V.3 Combinación: Preoxidante 1–Coagulante/Floculante1 (clorofila-a residual)

Hipoclorito de sodio- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria					
Clorofila residual					
Coefficiente	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	0.095	10.000	0.009	4.094	0.0005
A - Clorofila inicial	0.015	1.000	0.015	6.677	0.0132
B - Oxidante	0.021	1.000	0.021	9.062	0.0044
C - Coagulante	0.012	1.000	0.012	5.036	0.0300
D - Tiempo de flotación	0.001	1.000	0.001	0.589	0.4472
AB	0.016	1.000	0.016	6.739	0.0129
AC	0.023	1.000	0.023	9.823	0.0031
AD	0	1.000	0	0.033	0.8577
BC	0.005	1.000	0.005	2.228	0.1429
BD	0.001	1.000	0.001	0.497	0.4846
CD	0.001	1.000	0.001	0.257	0.6150
A ²	*	*	*	*	*
B ²	*	*	*	*	*
C ²	*	*	*	*	*
D ²	*	*	*	*	*
Residual	0.099	43.000	0.002		
Falta de ajuste	0.055	14.000	0.004	2.574	0.0153
Error total	0.044	29.000	0.002		
Cor Total	0.194	53.000			

Tabla V.4 Combinación Preoxidante 1–Coagulante/Floculante 2 (color)

Hipoclorito de sodio-Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio					
	Color				
Coeficiente	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	6333.003	14.000	452.357	6.412	< 0.0001
A - Clorofila inicial	2.854	1.000	2.854	0.040	0.8416
B - Oxidante	149.595	1.000	149.595	2.121	0.1528
C - Coagulante	4811.312	1.000	4811.312	68.202	< 0.0001
D - Tiempo de flotación	191.535	1.000	191.535	2.715	0.1069
AB	101.902	1.000	101.902	1.445	0.2361
AC	29.941	1.000	29.941	0.424	0.5183
AD	213.075	1.000	213.075	3.020	0.0895
BC	25.855	1.000	25.855	0.366	0.5482
BD	7.610	1.000	7.610	0.108	0.7442
CD	17.803	1.000	17.803	0.252	0.6180
A ²	601.395	1.000	601.395	8.525	0.0056
B ²	0.782	1.000	0.782	0.011	0.9166
C ²	99.838	1.000	99.838	1.415	0.2409
D ²	46.704	1.000	46.704	0.662	0.4204
Residual	2962.874	42.000	70.545		
Falta de ajuste	484.416	10.000	48.442	0.625	0.7809
Error total	2478.458	32.000	77.452		
Cor Total	9295.877	56.000			

Tabla V.5 Combinación: Preoxidante 1–Coagulante/Floculante2 (turbiedad)

Hipoclorito de sodio-Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio					
Coeficiente	Turbiedad				
	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	186.120	14.000	13.294	4.251	0.0002
A - Clorofila inicial	1.809	1.000	1.809	0.579	0.4515
B - Oxidante	8.402	1.000	8.402	2.687	0.1092
C - Coagulante	124.077	1.000	124.077	39.678	< 0.0001
D - Tiempo de flotación	1.714	1.000	1.714	0.548	0.4636
AB	4.617	1.000	4.617	1.476	0.2316
AC	0.013	1.000	0.013	0.004	0.9489
AD	3.254	1.000	3.254	1.041	0.3139
BC	1.507	1.000	1.507	0.482	0.4916
BD	3.254	1.000	3.254	1.041	0.3139
CD	0.496	1.000	0.496	0.159	0.6925
A ²	25.901	1.000	25.901	8.283	0.0065
B ²	5.071	1.000	5.071	1.622	0.2104
C ²	0.186	1.000	0.186	0.060	0.8084
D ²	5.817	1.000	5.817	1.860	0.1804
Residual	121.956	39.000	3.127		
Falta de ajuste	18.665	10.000	1.867	0.524	0.8590
Error total	103.291	29.000	3.562		
Cor Total	308.076	53.000			

Tabla V.6 Combinación: Preoxidante 1–Coagulante/Floculante 2 (clorofila-a residual)

Hipoclorito de sodio-Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio					
Clorofila residual					
Coeficiente	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	63.869	12.000	5.322	2.853	0.0055
A - Clorofila inicial	0.008	1.000	0.008	0.004	0.9489
B - Oxidante	22.830	1.000	22.830	12.240	0.0011
C - Coagulante	0.545	1.000	0.545	0.292	0.5917
D - Tiempo de flotación	0.188	1.000	0.188	0.101	0.7526
AB	*	*	*	*	*
AC	*	*	*	*	*
AD	0.320	1.000	0.320	0.171	0.6809
BC	0.839	1.000	0.839	0.450	0.5060
BD	0.245	1.000	0.245	0.131	0.7186
CD	0.291	1.000	0.291	0.156	0.6948
A ²	3.664	1.000	3.664	1.964	0.1681
B ²	20.783	1.000	20.783	11.142	0.0017
C ²	3.172	1.000	3.172	1.701	0.1990
D ²	3.664	1.000	3.664	1.964	0.1681
Residual	82.072	44.000	1.865		
Falta de ajuste	33.865	12.000	2.822	1.873	0.0775
Error total	48.207	32.000	1.506		
Cor Total	145.940	56.000			

Tabla V.7 Combinación: Preoxidante 2–Coagulante/Floculante 1 (color)

Dióxido de cloro- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria					
Coeficiente	Color				
	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	2778.449	14.000	198.461	2.362	0.0142
A - Clorofila inicial	23.362	1.000	23.362	0.278	0.6005
B - Oxidante	75.969	1.000	75.969	0.904	0.3465
C - Coagulante	856.275	1.000	856.275	10.191	0.0025
D - Tiempo de flotación	195.803	1.000	195.803	2.330	0.1336
AB	95.032	1.000	95.032	1.131	0.2930
AC	241.679	1.000	241.679	2.876	0.0965
AD	0.481	1.000	0.481	0.006	0.9400
BC	13.013	1.000	13.013	0.155	0.6957
BD	34.372	1.000	34.372	0.409	0.5255
CD	99.491	1.000	99.491	1.184	0.2821
A ²	139.385	1.000	139.385	1.659	0.2041
B ²	185.721	1.000	185.721	2.210	0.1438
C ²	327.570	1.000	327.570	3.898	0.0542
D ²	181.636	1.000	181.636	2.162	0.1482
Residual	3949.242	47.000	84.026		
Falta de ajuste	1074.752	10.000	107.475	1.383	0.2260
Error total	2874.490	37.000	77.689		
Cor Total	6727.691	61.000			

Tabla V.8 Combinación: Preoxidante 2–Coagulante/Floculante 1 (turbiedad)

Dióxido de cloro- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria					
Coeficiente	Turbiedad				
	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	148.783	14.000	10.627	3.745	0.0006
A - Clorofila inicial	11.320	1.000	11.320	3.989	0.0528
B - Oxidante	15.873	1.000	15.873	5.593	0.0231
C - Coagulante	19.670	1.000	19.670	6.931	0.0121
D - Tiempo de flotación	1.634	1.000	1.634	0.576	0.4526
AB	2.628	1.000	2.628	0.926	0.3419
AC	15.360	1.000	15.360	5.412	0.0253
AD	4.083	1.000	4.083	1.439	0.2376
BC	18.483	1.000	18.483	6.512	0.0147
BD	2.000	1.000	2.000	0.705	0.4063
CD	0.002	1.000	0.002	0.001	0.9817
A ²	3.077	1.000	3.077	1.084	0.3041
B ²	15.087	1.000	15.087	5.316	0.0265
C ²	24.634	1.000	24.634	8.680	0.0054
D ²	14.933	1.000	14.933	5.261	0.0273
Residual	110.687	39.000	2.838		
Falta de ajuste	22.674	10.000	2.267	0.747	0.6757
Error total	88.013	29.000	3.035		
Cor Total	259.470	53.000			

Tabla V.9 Combinación: Preoxidante 2–Coagulante/Floculante1 (clorofila-a residual)

Dióxido de cloro- Clorhidrato de Aluminio- Cloruro de polidialildimetilamonio/ Poliamina cuaternaria					
Clorofila residual					
Coefficiente	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	31.491	10.000	3.149	1.328	0.2466
A - Clorofila inicial	5.991	1.000	5.991	2.527	0.1193
B - Oxidante	0.333	1.000	0.333	0.140	0.7096
C - Coagulante	0.169	1.000	0.169	0.071	0.7905
D - Tiempo de flotación	1.346	1.000	1.346	0.568	0.4553
AB	0.039	1.000	0.039	0.017	0.8981
AC	0.091	1.000	0.091	0.039	0.8453
AD	0.103	1.000	0.103	0.043	0.8362
BC	6.707	1.000	6.707	2.829	0.0998
BD	6.745	1.000	6.745	2.845	0.0989
CD	9.967	1.000	9.967	4.204	0.0465
A ²	*	*	*	*	*
B ²	*	*	*	*	*
C ²	*	*	*	*	*
D ²	*	*	*	*	*
Residual	101.951	43.000	2.371		
Falta de ajuste	50.097	14.000	3.578	2.001	0.0559
Error total	51.854	29.000	1.788		
Cor Total	133.442	53.000			

Tabla V.10 Combinación: Preoxidante 2–Coagulante/Floculante 2 (color)

Dióxido de cloro- Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio					
Coeficiente	Color				
	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	5447.078	14.000	389.077	1.980	0.0337
A - Clorofila inicial	434.565	1.000	434.565	2.212	0.1419
B - Oxidante	29.033	1.000	29.033	0.148	0.7019
C - Coagulante	2624.176	1.000	2624.176	13.357	0.0005
D - Tiempo de flotación	210.305	1.000	210.305	1.070	0.3047
AB	1.810	1.000	1.810	0.009	0.9238
AC	8.483	1.000	8.483	0.043	0.8361
AD	112.842	1.000	112.842	0.574	0.4513
BC	759.597	1.000	759.597	3.866	0.0536
BD	21.365	1.000	21.365	0.109	0.7427
CD	394.701	1.000	394.701	2.009	0.1612
A ²	274.348	1.000	274.348	1.396	0.2417
B ²	131.987	1.000	131.987	0.672	0.4155
C ²	14.596	1.000	14.596	0.074	0.7861
D ²	293.736	1.000	293.736	1.495	0.2259
Residual	12573.764	64.000	196.465		
Falta de ajuste	3361.625	10.000	336.163	1.971	0.0551
Error total	9212.139	54.000	170.595		
Cor Total	18020.842	78.000			

Tabla V.11 Combinación: Preoxidante 2–Coagulante/Floculante 2 (turbiedad)

Dióxido de cloro- Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio					
Coeficiente	Turbiedad				
	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	325.243	14.000	23.232	1.942	0.0378
A - Clorofila inicial	11.603	1.000	11.603	0.970	0.3284
B - Oxidante	27.151	1.000	27.151	2.270	0.1368
C - Coagulante	163.395	1.000	163.395	13.660	0.0005
D - Tiempo de flotación	0.008	1.000	0.008	0.001	0.9797
AB	26.413	1.000	26.413	2.208	0.1422
AC	1.118	1.000	1.118	0.093	0.7608
AD	0.334	1.000	0.334	0.028	0.8677
BC	44.406	1.000	44.406	3.713	0.0584
BD	0.015	1.000	0.015	0.001	0.9716
CD	1.771	1.000	1.771	0.148	0.7016
A ²	29.765	1.000	29.765	2.488	0.1196
B ²	2.344	1.000	2.344	0.196	0.6595
C ²	10.591	1.000	10.591	0.885	0.3503
D ²	0.166	1.000	0.166	0.014	0.9067
Residual	765.522	64.000	11.961		
Falta de ajuste	290.595	10.000	29.059	3.304	0.0021
Error total	474.927	54.000	8.795		
Cor Total	1090.765	78.000			

Tabla V.12 Combinación: Preoxidante 2–Coagulante/Floculante 2 (clorofila-a residual)

Dióxido de cloro- Sulfato de aluminio/Cloruro de polidialildimetilamonio					
	Clorofila residual				
Coefficiente	Suma de cuadrados	df	Media de cuadrados	Valor F	Valor P
Modelo	46.036	12.000	3.836	3.181	0.0028
A - Clorofila inicial	11.191	1.000	11.191	9.280	0.0040
B - Oxidante	12.567	1.000	12.567	10.421	0.0025
C - Coagulante	3.500	1.000	3.500	2.902	0.0960
D - Tiempo de flotación	0.688	1.000	0.688	0.570	0.4545
AB	0.005	1.000	0.005	0.004	0.9514
AC	2.099	1.000	2.099	1.740	0.1944
AD	0.536	1.000	0.536	0.444	0.5089
BC	10.995	1.000	10.995	9.117	0.0043
BD	*	*	*	*	*
CD	*	*	*	*	*
A ²	4.067	1.000	4.067	3.373	0.0735
B ²	0.267	1.000	0.267	0.222	0.6403
C ²	0.064	1.000	0.064	0.053	0.8192
D ²	0.059	1.000	0.059	0.049	0.8267
Residual	49.446	41.000	1.206		
Falta de ajuste	16.403	12.000	1.367	1.200	0.3292
Error total	33.042	29.000	1.139		
Cor Total	95.482	53.000			

ANEXO VI

Parámetros de validez estadística

Prueba de significancia del modelo de regresión

La prueba es realizada como una prueba ANOVA mediante el cálculo del valor F , el cual representa la razón entre el cuadrado medio de la regresión y el cuadrado del error medio. El valor F , también llamado razón de varianzas, es la razón de la varianza debida al efecto de un factor (en este caso el modelo) y la varianza debida al término del error. Este cociente es utilizado para medir la significancia del modelo bajo investigación con respecto a la varianza de todos los términos incluidos en el término del error en un nivel de significancia deseado α . Debido a lo anterior, un modelo que sea significativo es adecuado para representar los datos experimentales (Noordin, *et al.*, 2004).

Prueba de significancia individual para los coeficientes

Esta prueba forma la base para la optimización del modelo mediante la adición o supresión de coeficientes por medio de una eliminación retrospectiva, adición jerárquica o adición/eliminación/intercambio paso a paso. Lo anterior envuelve la determinación del valor P (*pvalue*) o valor de probabilidad, usualmente relacionado con el riesgo del falso rechazo de una hipótesis dada. Por ejemplo un valor “Prob. > F ” (reportado en la tabla ANOVA) en una prueba F , nos dice la proporción (en términos de probabilidad) en la que se podría esperar tener el valor F establecido si la ausencia de efecto de un factor es significativa. El valor “Prob. > F ” determinado puede ser comparado con la probabilidad deseada o nivel α . En general, el menor orden polinomial debe ser seleccionado para una adecuada descripción de un sistema (Noordin, *et al.*, 2004).

Lack of Fit o “Falta de ajuste”

El parámetro “Lack of Fit”, traducido como “Falta de ajuste” indica cuan adecuado es el modelo, ya que se obtiene de la diferencia entre los residuales y el error puro de la experimentación de manera que se diferencia el error de los valores establecidos por el modelo (E. Box, *et al.*, 2008); de tal manera que si el valor P en la Tabla de ANOVA para este parámetro es igual o mayor a 0.05 entonces indica que el modelo es adecuado para representar los datos observados en la experimentación con un nivel de confianza del 95%.

Con los reportes ANOVA se puede validar el modelo y se identifican las variables y sus interacciones que sean significativas en la eficiencia del proceso. Los modelos estadísticos permiten calcular los valores óptimos de las variables evaluadas para los cinco niveles de clorofila-a establecidos en el diseño experimental.

Como la medición de algún parámetro con un número determinado de réplicas puede ser posible en la mayoría de las investigaciones, es posible realizar una prueba indicando la significancia del error en las réplicas en comparación al error dependiente del modelo. Esta prueba divide el residual o suma de cuadrados del error en dos porciones, una que es debida al error puro que está basada en la medición de réplicas y la otra debida a la falta de ajuste basada en el comportamiento del modelo. La prueba estadística “lack of fit” o falta de ajuste es la relación de los cuadrados medios de la falta de ajuste y de los cuadrados medios del error puro. El valor estadístico F es utilizado para determinar si el error por falta de ajuste es significativo o no, en un nivel de significancia deseado α . Una falta de ajuste no significativa es deseada pues de lo contrario indicaría que el error podría deberse a contribuciones en la relación variable de entrada-factor de respuesta, que no están siendo tomadas en cuenta por el modelo (Noordin, *et al.*, 2004). Adicionalmente, una revisión es necesaria para que se determine si el modelo en realidad describe o no los datos experimentales. Esta revisión puede incluir el cálculo del coeficiente de determinación R^2 , R^2 ajustado y la *precisión adecuada*.

Valor R^2

En el diseño de experimentos R^2 es una medida de cuanto se reduce la variabilidad de la respuesta obtenida por los factores independientes en el modelo. Sin embargo, un valor grande de R^2 no implica que el modelo matemático de la regresión tenga un muy buen ajuste. El valor de R^2 se incrementa con la adición de variables al modelo sin importar que la variable que se adiciona es estadísticamente significativa o no. Es así como es posible obtener modelos que tienen valores altos de R^2 pero arrojan pobres predicciones de nuevas observaciones o estimaciones de respuestas promedio.

Aunque el valor de R^2 siempre se incrementa al incrementar los términos del modelo, se prefiere el uso del valor R^2 ajustado, pues en general este valor no siempre tiene un

incremento cuando se adicionan variables al modelo. De hecho si un término innecesario es agregado el valor R^2 ajustado a menudo disminuye. Lo anterior es una buena oportunidad de identificar términos no significativos que han sido incluidos en el modelo, cuando los valores de R^2 y R^2 ajustado difieren dramáticamente (Ozer, *et al.*, 2009).

$$R^2 = 1 - \frac{SS_{residual}}{SS_{modelo} + SS_{residual}}$$

$$R^2_{adj} = 1 - \frac{SS_{residual} / DF_{residual}}{(SS_{modelo} + SS_{residual}) / (DF_{modelo} + DF_{residual})}$$

De acuerdo a lo anterior valor de R^2 debe estar razonablemente de acuerdo con el valor R^2 ajustado. El valor R^2 ajustado es particularmente útil cuando se comparan modelos con diferente número de términos (Noordin, *et al.*, 2004).

Precisión adecuada

La precisión adecuada (*adequate precision*) compara el rango de los valores predichos en los puntos de diseño con el promedio del error predicho. Valores mayores a 4 indican una adecuada discriminación del modelo (Noordin, *et al.*, 2004).

$$Adequate\ precision = \frac{\max(\hat{Y}) - \min(\hat{Y})}{\sqrt{\bar{V}(\hat{Y})}}$$

$$\bar{V}(\hat{Y}) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n V(\hat{Y}) = \frac{p\sigma^2}{n}$$

En la Ecuación 5.11, p es el número de parámetros del modelo, σ^2 es el cuadrado medio residual de la tabla ANOVA y n es el número de experimentos. Los términos SS y DF corresponden a la suma de cuadrados y los grados de libertad, respectivamente (Körbahti, *et al.*, 2008).

ANEXO VII

Resultados de optimización de los factores y sus respuestas

Tabla VII.1 Combinación: Preoxidante 1–Coagulante/Floculante1

Codificados					
Clorofila α	$-\alpha$	-1	0	1	α
	-1.547	-1	0	1	1.547
Oxidante	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Coagulante	-0.624	-0.130	0.000	0.000	0.000
Tiempo flotación	-1.547	-1.547	-1.547	0.000	0.000
Reales					
Clorofila, $\mu\text{g/L}$	10	22	45	67	80
Hipoclorito de sodio, mg/L	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
Enpa 9000, mg/L	2.2	2.8	3.0	3.0	3.0
Tiempo flotación, min	5	5	5	10	10
Respuestas					
Clorofila- α inicial	$-\alpha$	-1	0	1	α
Turbiedad	-0.05	-0.19	0.11	0.22	-0.02
Color aparente	0.07	0.19	3.66	3.83	2.87
Clorofila residual	-0.03	0.00	0.03	0.06	0.07
Cloro libre residual	0.7	0.8	1.0	0.6	0.2
Sólidos de lodo	8.8	13.1	20.1	26.6	30.4
pH final	7.2	7.2	7.2	6.9	6.9

Tabla VII.2 Combinación: Preoxidante 1–Coagulante/Floculante 2

Codificados					
Clorofila α	- α	-1	0	1	α
	-1.547	-1.0	0	1.0	1.547
Oxidante	-0.474	-0.754	-0.665	-0.400	-0.623
Coagulante	-1.065	-1.361	-1.548	-1.382	-1.039
Tiempo flotación	-0.158	0.000	-1.040	-0.747	-0.318
Reales					
Clorofila, $\mu\text{g/L}$	10	22	45	67	80
Hipoclorito de sodio, mg/L	1.7	1.3	1.4	1.9	1.5
Sulfato de aluminio libre de hierro, mg/L	9.6	6.2	4.0	5.9	9.9
Tiempo flotación, min	9	10	7	8	9
Respuestas					
Clorofila- α inicial	- α	-1	0	1	α
Turbiedad	-0.87	0.00	0.00	0.00	0.00
Color aparente	8.76	8.44	12.45	17.09	24.62
Clorofila residual	-0.04	1.00	0.88	-0.11	0.08
Cloro libre residual	0.3	0.3	0.5	0.4	-0.1
Sólidos de lodo	28.5	13.3	10.3	23.3	39.4
pH final	6.5	6.9	7.2	6.7	6.3
Aluminio residual	0.2	0.8	1.2	0.8	0.2

Tabla VII.3 Combinación: Preoxidante 2–Coagulante/Floculante 1

Codificados					
Clorofila α	- α	-1	0	1	α
	-1.547	-1.0	00	1.0	1.547
Oxidante	-1.193	-1.192	-1.189	-1.506	-1.370
Coagulante	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Tiempo flotación	-1.547	-1.547	-1.547	0.000	0.000
Reales					
Clorofila, $\mu\text{g/L}$	10	22	45	67	80
Dióxido de cloro, mg/L	0.6	0.6	0.6	0.1	0.3
Enpa 9000, mg/L	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
Tiempo flotación, min	5	5	5	10	10
Respuestas					
Clorofila- α inicial	- α	-1	0	1	α
Turbiedad	-0.31	0.00	0.00	0.00	0.00
Color aparente	14	16	16	10	6
Clorofila residual	0.02	0.16	0.41	1.34	1.51
Dióxido de cloro residual	0.0	0.1	0.3	0.4	0.4
Sólidos de lodo	15.3	14.7	18.3	27.9	34.0
pH final	6.8	7.0	7.2	7.3	7.2

Tabla VII.4 Combinación: Preoxidante 2–Coagulante/Floculante 2

Codificados					
Clorofila α	- α	-1	0	1	α
	-1.547	-1.0	0	1.0	1.547
Oxidante	-1.119	-0.846	-0.871	-0.945	-1.536
Coagulante	-1.312	-1.339	-1.547	-1.547	-1.547
Tiempo flotación	-1.547	-1.547	0.000	-1.459	-1.454
Reales					
Clorofila, $\mu\text{g/L}$	10	22	45	67	80
Dióxido de cloro, mg/L	0.7	1.1	1.1	1.0	0.0
Sulfato de aluminio libre de hierro, mg/L	6.7	6.4	4.0	4.0	4.0
Tiempo flotación, min	5	5	10	5	5
Respuestas					
Clorofila- α inicial	- α	-1	0	1	α
Turbiedad	0.00	0.00	0.61	0.01	0.00
Color aparente	8.77	2.02	-3.92	0.02	-0.01
Clorofila residual	-0.68	-0.71	-0.22	1.21	2.36
Dióxido de cloro residual	-0.1	0.1	0.0	0.3	0.3
Sólidos de lodo	35.3	29.5	13.8	34.3	42.9
pH final	7.1	7.1	6.9	6.3	6.1
Aluminio residual	0.0	0.0	0.0	1.4	0.7