



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN
INGENIERÍA
INSTITUTO DE INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL**

**DETERMINACIÓN DE LA COMBINACIÓN Y DOSIS
ÓPTIMAS DE POLICLORURO DE ALUMINIO Y
POLÍMERO FLOCULANTE PARA EL TRATAMIENTO
DEL INFLUENTE DE LA PLANTA POTABILIZADORA
LOS BERROS**

T E S I S
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRÍA EN INGENIERÍA

PRESENTA:
RICARDO ARTURO TREJO DE HITTA

TUTOR PRINCIPAL:
DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA

INSTITUTO DE INGENIERÍA

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR
DRA. MARISELA BERNAL GONZÁLEZ
FACULTAD DE QUÍMICA
DR. IGNACIO MONJE RAMÍREZ
INSTITUTO DE INGENIERÍA
DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA
INSTITUTO DE INGENIERÍA
DRA. SOFÍA ESPERANZA GARRIDO HOYOS
FACULTAD DE INGENIERÍA
DR. EDUARDO VEGA GONZÁLEZ
FACULTAD DE INGENIERÍA

México D.F., Noviembre 2012

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	DRA. MARISELA BERNAL GONZÁLEZ
Secretario:	DR. IGNACIO MONJE RAMÍREZ
Vocal:	DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA
1er. suplente:	DRA. SOFÍA ESPERANZA GARRIDO HOYOS
2do. Suplente:	DR. EDUARDO VEGA GONZÁLEZ

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

TUTOR DE TESIS:

DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme la oportunidad de cursar el Programa de Maestría en Ingeniería, así como la gestión de todos los trámites involucrados desde el principio hasta el final de este programa.

Al Instituto de Ingeniería de la UNAM por permitirme realizar este proyecto de tesis mediante el préstamo de sus instalaciones y la beca económica otorgada.

A los miembros de mi jurado de examen, las doctoras Sofía Esperanza Garrido Hoyos, Marisela Bernal González, así como los doctores Ignacio Monje Ramírez y Eduardo Vega González. Les agradezco su ayuda, comentarios y observaciones que me llevaron a la buena realización de este trabajo.

A la QFB Leticia García Montes de Oca, quién me brindó su ayuda, asesoría y consejos durante la etapa de experimentación de esta tesis.

A la Q. Nora Salinas y a la QFB Isabel Arce por su apoyo para la cuantificación de Carbono Orgánico Total (COT).

A mis compañeros del Instituto de Ingeniería, en particular a Bertha Mercado, Fabricio Espejel, Ariadna Morales, Myriam Solís, Oswaldo Cerón y Alejandro Ortiz por su apoyo durante los muestreos, experimentación y escritura de la tesis.

Especialmente agradezco a la Dra. Rosa María Ramírez Zamora por concederme la oportunidad para poder concluir con este proyecto, así como por su apoyo, conocimientos, asesoría, comprensión y consejos brindados.

RESUMEN

La remoción de partículas en el agua superficial es de gran importancia debido a que, además de conferir al agua de características antiestéticas, como olor y sabor, pueden adsorber o ser precursoras de compuestos tóxicos, afectando la salud humana. Las algas, en particular, pueden causar problemas técnicos en las instalaciones de las plantas potabilizadoras, obstruyendo filtros o aumentando la demanda de reactivos para el tratamiento del agua. Para eliminar las partículas, la mayoría de las plantas potabilizadoras en México utilizan la clarificación convencional con sulfato de aluminio como tratamiento del agua superficial. Sin embargo, este reactivo presenta ciertas limitaciones en su operación, además de producir gran cantidad de lodos y liberar aluminio residual en el agua. Para solucionar estos inconvenientes, actualmente se han desarrollado los policloruros de aluminio (PACl) y los polímeros orgánicos, que presentan ventajas respecto al sulfato de aluminio para la coagulación y floculación del agua.

El objetivo de este estudio fue determinar la mejor combinación y las dosis óptimas de reactivos que permitieran obtener un agua potable que cumpla con los criterios de turbiedad y color establecidos en la NOM-127-SSA1-1997, en época de lluvias y de estiaje. En la primera época, se evaluaron los policloruros de aluminio HXDADMAC50, HXDADMAC20, HXCLORID, PAC y el sulfato de aluminio y además, los polímeros orgánicos floculantes P-AMIN-AC1, P-DAD-MAC5, P-AMIN-BC7 y P-ACRIL-AN50. Las pruebas de jarras realizadas siguieron un diseño experimental factorial, evaluando los factores: turbiedad, dosis de coagulante y dosis de floculante. Se obtuvieron modelos matemáticos ajustados a los resultados, con los cuales se determinaron las dosis óptimas de reactivos y los valores finales de las variables de respuesta. La mejor combinación de reactivos de una evaluación técnica-económica fue la del coagulante HXDADMAC50 (hidroxicloruro de aluminio-poliDADMAC 70-80% BSC) y el floculante P-AMIN-AC1 (Poliamina catiónica de alto peso molecular), con dosis óptimas de 4.67 mg/L y de 0.149 mg/L, respectivamente. Con ellas, se obtendría un agua tratada con turbiedad de 0.78 UTN y color de 2.5 UPtCo cumpliendo con los criterios establecidos.

Las pruebas de jarras realizadas en época de estiaje tuvieron como objetivo remover algas, turbiedad y color, utilizando las 5 mejores combinaciones de reactivos de la época de lluvias. Éstas se realizaron empleando un diseño experimental factorial con punto central. Los factores estudiados fueron la concentración inicial de clorofila-a (pigmento presente en las algas), la dosis de coagulante y la dosis de floculante. Cuando la concentración de clorofila-a en el agua cruda fue de 10 µg/L, la dosis óptima del mejor coagulante (HXDADMAC50) fue de 5 mg/L y la del mejor floculante (P-AMIN-AC1) de 0.29 mg/L. Con ellas se lograría obtener un efluente con turbiedad de 1.97 UTN, color de 2.5 UPtCo y clorofila-a final de 4.34 µg/L. Por otro lado, a una concentración inicial de clorofila-a de 80 µg/L, las dosis óptimas de coagulante y floculante fueron de 5.0 y 0.1 mg/L, respectivamente. En estas condiciones, se alcanzaría, después del tratamiento, una turbiedad final de 2.4 UTN, un color final de 22.2 UPtCo y una concentración final de clorofila-a de 127.2 µg/L.

En las pruebas de preoxidación se evaluó el desempeño de dos preoxidantes junto con la mejor combinación coagulante-floculante de la época de estiaje. Las dosis óptimas de reactivos, a una concentración inicial de clorofila-a de 10 µg/L fueron 29.1 mg/L de coagulante, 0.5 mg/L de floculante y 1.55 mg/L de hipoclorito de sodio (el cual tuvo mejor desempeño que el ClO₂ para remoción de clorofila-a). En estas condiciones el color final fue de 2.5 UPtCo, mientras que la clorofila-a y la turbiedad final se redujeron completamente. Por otro lado, a una concentración inicial de clorofila-a de 80 µg/L, las dosis óptimas de coagulante, floculante y preoxidante fueron 15 mg/L, 0.35 mg/L y 4.2 mg/L, respectivamente. En tales condiciones, se obtuvo color final de 2.5 UPtCo, clorofila-a final de 4.78 µg/L y turbiedad final de 2.73 UTN. Con ello, se observó una mejora del tratamiento de agua con presencia de algas, cumpliendo con los criterios señalados en la norma correspondiente.

SUMMARY

Particle removal in surface water is important not only because these particles give unpleasant odor and flavor to water but also they can adsorb toxic compounds on their surface, affecting human health. Particularly algae cause technical problems on water treatment plants facilities by clogging filters or rising chemicals demand for water treatment. In order to remove particles, most of water treatment plants in Mexico employ the conventional clarification using aluminum sulphate as coagulant. However, this coagulant has some operational disadvantages on its utilization and also produces great sludge volume and releases residual aluminum to the treated water.

The objective of this study was to determine the best coagulant and flocculant combination in addition to their optimal dosages in order to obtain potable water with turbidity and color values below established limits on NOM-127-SSA1-1997, either in rainy and drought seasons. On the first season, four polyaluminum chlorides (HXDADMAC50, HXDADMAC20, HXCLORHID and PAC) and aluminum sulphate were tested, besides four organic polymeric flocculants. The jar tests were conducted following a factorial experimental design, studying factors such as turbidity, coagulant dosage and flocculant dosage. Mathematical models adjusted to experimental results were obtained, which were used to estimate the optimal chemicals dosages and final values of response variables. The best coagulant-flocculant combination after a technical and economical evaluation was the one with HXDADMAC50 coagulant (aluminum hydroxichloride-polyDADMAC 70-80% Basicity) and P-AMIN-AC1 flocculant (cationic high molecular weight polyamine), which had optimal dosages of 4.67 mg/L and 0.149 mg/L, respectively. Under these conditions, treated water could be obtained with turbidity and color values of 0.78 UTN and 2.5 UPtCo, respectively, which are below water treatment regulations in this country.

Jar tests for drought season were performed so that algae, turbidity and color were removed; using the top 5 coagulant-flocculant combinations obtained from the rainy season results. These experiments were performed following a factorial experimental design with a central point. Factors such as chlorophyll-a (a green pigment found in algae), coagulant dosage and flocculant dosage were studied. For the best coagulant (HXDADMAC50), the optimal dosage was 5 mg/L and for the best flocculant (P-AMIN-AC1) was 0.29 mg/L. Under these conditions and an initial chlorophyll-a concentration of 10 $\mu\text{g/L}$, it could be obtained a treated water with turbidity of 1.97 UTN, final color of 2.5 UPtCo and a final chlorophyll-a concentration of 4.34 $\mu\text{g/L}$. On the other hand, when initial chlorophyll-a concentration was 80 $\mu\text{g/L}$, treated water could be produced with turbidity of 2.4 UTN, final color of 22.2 UPtCo and final chlorophyll-a concentration of 127 $\mu\text{g/L}$. These results were reached when a coagulant dosage of 5 mg/L and a flocculant dosage of 0.1 mg/L were used, which were the optimal values.

The preoxidation stage tests were performed so that two preoxidants were coupled with the best coagulant-flocculant combination from the drought season. When initial chlorophyll-a concentration was 10 $\mu\text{g/L}$, the optimal chemical dosages were 29.1 mg/L of coagulant, 0.5 mg/L of flocculant and 1.55 mg/L of sodium hypochlorite (which had a better performance than ClO_2 for chlorophyll-a removal). Under these conditions the final color was 2.5 UPtCo, while final chlorophyll-a concentration and turbidity were completely removed. On the other hand, when initial chlorophyll-a concentration was 80 $\mu\text{g/L}$, the optimal dosages were 15 mg/L, 0.35 mg/L and 4.2 mg/L for coagulant, flocculant and preoxidant, respectively. Employing these dosages, a treated water could be obtained with a final color of 2.5 UPtCo, chlorophyll-a of 4.78 $\mu\text{g/L}$ and a final turbidity of 2.73 UTN. It could be concluded that using a preoxidant represent an improvement on treatment of water with algae, satisfying quality criteria for potable water observed on NOM-127-SSA1-1997 regulation.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	1
SUMMARY	2
ÍNDICE GENERAL.....	3
LISTA DE FIGURAS	5
LISTA DE TABLAS.....	7
LISTA DE FOTOGRAFÍAS.....	8
ABREVIATURAS	9
1 INTRODUCCIÓN	10
2 ANTECEDENTES.....	12
2.1 Planta Potabilizadora Los Berros	12
3 OBJETIVOS	16
3.1 Objetivo general	16
3.2 Objetivos específicos.....	16
4 MARCO TEÓRICO	17
4.1 Propiedades fisicoquímicas y eléctricas de las partículas en el agua	17
4.2 Coagulación y floculación.....	17
4.2.1 Teoría de la coagulación y floculación.....	17
4.2.2 Mecanismos de coagulación y floculación.....	18
4.2.3 Factores de influencia en el proceso de coagulación-floculación	19
4.2.4 Reactivos utilizados para coagulación – floculación.....	21
4.2.4.1 Sulfato de aluminio	21
4.2.4.2 Policloruros de aluminio (PACl).....	22
4.2.4.3 Polímeros orgánicos	26
4.2.5 Remoción de algas por coagulación-floculación.....	29
4.2.6 Instalaciones utilizadas para coagulación-floculación	30
4.2.7 Prueba de jarras para evaluar la coagulación y floculación	32
5 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	33
5.1 Pruebas de jarras del proceso de coagulación-floculación en época de lluvias.....	33
5.1.1 Materiales y reactivos.....	33
5.1.1.1 Agua cruda utilizada en las pruebas	33
5.1.1.2 Coagulantes y floculantes evaluados.....	34
5.1.2 Diseño experimental.....	36
5.1.2.1 Selección del intervalo de valores de turbiedad a evaluar.....	36
5.1.2.2 Tipo de diseño, factores, niveles y tratamientos.....	36
5.1.3 Sistemas experimentales	38
5.1.4 Técnicas experimentales	40
5.1.5 Técnicas analíticas.....	41
5.2 Pruebas de jarras del proceso de coagulación-floculación en época de estiaje	43
5.2.1 Materiales y reactivos.....	43
5.2.1.1 Agua cruda utilizada en las pruebas	43
5.2.1.2 Coagulantes y floculantes evaluados.....	43
5.2.2 Diseño experimental.....	44
5.2.2.1 Selección del intervalo de valores de clorofila-a a evaluar	44
5.2.2.2 Tipo de diseño experimental, factores, niveles y tratamientos.....	44
5.2.3 Sistemas experimentales	46
5.2.4 Técnicas experimentales	46
5.2.5 Técnicas analíticas.....	47
5.3 Pruebas de preoxidación del proceso de coagulación-floculación para mejorar la remoción de algas, color y turbiedad del agua en época de estiaje	49
5.3.1 Materiales y reactivos.....	49
5.3.1.1 Agua cruda utilizada en las pruebas	49
5.3.1.2 Coagulantes y floculantes evaluados.....	49
5.3.1.3 Preoxidantes evaluados	50

5.3.2	Diseño experimental.....	50
5.3.2.1	Selección del intervalo de valores de clorofila-a a evaluar	50
5.3.2.2	Tipo de diseño experimental, factores, niveles y tratamientos.....	50
5.3.3	Sistemas experimentales	52
5.3.4	Técnicas experimentales	52
5.3.5	Técnicas analíticas.....	52
6	RESULTADOS.....	54
6.1	Pruebas de jarras del proceso de coagulación-floculación en época de lluvias.....	54
6.1.1	Análisis cualitativo de resultados	54
6.1.2	Análisis estadístico de los datos experimentales	58
6.1.3	Selección de las mejores combinaciones y optimización de las dosis de reactivos para el proceso de coagulación-floculación de agua en época de lluvias.....	61
6.1.4	Evaluación de la factibilidad técnica y económica.....	63
6.1.4.1	Matriz de decisión multicriterio (MDM).....	63
6.1.4.2	Aspectos técnicos	65
6.1.4.3	Aspectos económicos	68
6.2	Pruebas de jarras del proceso de coagulación-floculación en época de estiaje	72
6.2.1	Análisis cualitativo de resultados	72
6.2.2	Análisis estadístico de los datos experimentales y selección de las mejores combinaciones de reactivos para las pruebas en época de estiaje	75
6.2.3	Selección de las mejores combinaciones y optimización de las dosis de reactivos para el proceso de coagulación-floculación de agua en época de estiaje	76
6.2.4	Evaluación final de la factibilidad técnica y económica	79
6.2.4.1	Matriz de decisión multicriterio final (MDMF)	79
6.2.4.2	Aspectos técnicos y económicos	79
6.3	Pruebas de preoxidación del proceso de coagulación-floculación para mejorar la remoción de algas, color y turbiedad del agua en época de estiaje	84
6.3.1	Pruebas de preoxidación utilizando hipoclorito de sodio.....	85
6.3.2	Pruebas de preoxidación utilizando dióxido de cloro.....	91
7	CONCLUSIONES	98
8	REFERENCIAS	99
	ANEXO A. Matrices experimentales de las pruebas de jarras realizadas en laboratorio (diseño experimental).....	105
	A.1. Época de lluvias	105
	A.2. Época de estiaje.....	111
	ANEXO B. Evolución de la turbiedad en el agua tratada en las pruebas de la época de lluvias	114
	ANEXO C. Coeficientes estimados para los modelos matemáticos para el cálculo del valor final de las variables respuesta	119
	C.1. Época de lluvias.....	119
	C.2. Época de estiaje	121
	C.3. Pruebas de preoxidación.....	122
	ANEXO D. Diseños experimentales.....	123

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Presas que abastecen a la Planta Potabilizadora Los Berros.....	12
Figura 2.2. Valores promedios diarios de la turbiedad del influente de la PPLB recopilados durante el periodo 2004 a 2008.....	13
Figura 2.3. Valores promedios diarios de la turbiedad del efluente de la PPLB recopilados durante el periodo 2004 a 2008.....	13
Figura 2.4. Valores promedios diarios del color del influente de la PPLB recopilados durante el periodo 2004 a 2008.....	14
Figura 2.5. Valores promedios diarios del color del efluente de la PPLB recopilados durante el periodo 2004 a 2008.....	14
Figura 5.4. Concentración de clorofila-a en las presas El Bosque, Villa Victoria y Valle de Bravo 2002-2005.....	15
Figura 4.1. Proceso de coagulación y floculación para la agregación de las partículas en el agua (Casiday, 2008).	18
Figura 4.2. Equipo clásico para la realización de la prueba de jarras y sus componentes	32
Figura 5.1. Procedimiento de preparación de una muestra de agua a utilizar en las pruebas de la época de lluvias, para conseguir una turbiedad de 187 UTN (ejemplo), a partir de agua muestreada en la presa de Colorines y del TRAC.....	34
Figura 5.2. Relación entre el gradiente de velocidad aplicado, la velocidad de agitación de la paleta y la temperatura del agua (Wagner y Pinheiro, 2001)	39
Figura 5.3. Dimensiones de las jarras utilizadas para coagulación – floculación y punto de muestreo del agua tratada.....	39
Figura 5.5. Diseño central compuesto (DCC).....	51
Figura 6.1. Evolución de la turbiedad del agua sedimentada para el coagulante PAC y los floculantes P-ACRIL-AN50, P-AMIN-AC1, P-DAD-MAC5 y P-AMIN-BC7. Turbiedad Inicial: 186.6 UTN	54
Figura 6.2. Evolución de la turbiedad del agua sedimentada el coagulante $Al_2(SO_4)_3$ y los floculantes P-ACRIL-AN50, P-AMIN-AC1, P-DAD-MAC5 y P-AMIN-BC7. Turbiedad Inicial: 186.6 UTN	55
Figura 6.3. Volumen de lodos producidos en las pruebas de coagulación floculación utilizando dosis bajas (nivel -1) tanto de coagulantes como de los floculantes PACRIL-AN50, P-AMIN-AC1 P-DAD-MAC5 y P-AMIN-BC7.....	56
Figura 6.4. Volumen de lodos producidos en las pruebas de coagulación floculación utilizando dosis altas (nivel 1) tanto de coagulantes como de los floculantes PACRIL-AN50, P-AMIN-AC1 P-DAD-MAC5 y P-AMIN-BC7.....	57
Figura 6.5. Superficie de respuesta para la turbiedad final utilizando la combinación de reactivos HXDADMAC50/P-AMIN-AC1 para tratar agua en la época de lluvia (Turbiedad inicial 186.6 UTN).....	60
Figura 6.6. Interacciones de los factores: dosis de coagulante (A), dosis de floculante (B) y turbiedad inicial (C) en la remoción de turbiedad final (Turbf) en el agua empleando la combinación de reactivos HXDADMAC50/P-AMIN-AC1 para tratar agua en la época de lluvia (Turbiedad Inicial 186.6 UTN)	61
Figura 6.7. Procedimiento de selección de las mejores combinaciones de reactivos de coagulación-floculación para tratar el agua cruda de la PPLB en la época de lluvias	71
Figura 6.8. Porcentaje de remoción de clorofila-a con cinco diferentes combinaciones de reactivos para la época de estiaje	73
Figura 6.9. Valores de las variables de respuesta calculados con los modelos estadísticos para tres diferentes valores iniciales de clorofila-a. La línea roja en cada gráfica indica el criterio de calidad para cada variable	78
Figura 6.10. Diagramas de Pareto para las variables de respuesta estudiadas. Preoxidante: hipoclorito de sodio.....	86
Figura 6.11. Efectos de los factores principales sobre las variables respuesta. Preoxidante: hipoclorito de sodio.....	87

Figura 6.12. Efectos de las interacciones de los factores sobre las variables respuesta. Preoxidante: hipoclorito de sodio. A: Dosis de coagulante, B: Dosis de floculante, C: Concentración inicial de clorofila-a, D: Dosis de preoxidante.....	89
Figura 6.13. Diagramas de Pareto estandarizado para las variables de respuesta. Preoxidante: ClO ₂	92
Figura 6.14. Efectos de los factores principales sobre las variables respuesta. Preoxidante: ClO ₂	93
Figura 6.15. Efectos de las interacciones de los factores sobre las variables de respuesta. Preoxidante: ClO ₂ . A: Dosis de coagulante, B: Dosis de floculante, C: Concentración inicial de clorofila-a, D: Dosis de preoxidante.	95
Figura D.1. Esquema general de un proceso o sistema	123
Trabajar bajo este enfoque tiene la principal desventaja de no considerar cualquier posible interacción entre los factores. A continuación, en la Figura D.2 se presenta un ejemplo de una interacción entre los factores X ₁ y X ₂ en la respuesta de un proceso.....	124
Figura D.3. Interacción de los factores X ₁ y X ₂ sobre la respuesta.....	124
Figura D.4. Clasificación de los diseños experimentales (Gutiérrez, 2008)	125
Figura D.5. Representación de un DCC para 3 factores	127

LISTA DE TABLAS

Tabla 4.1. Propiedades físicas de los PACl más comúnmente utilizados	25
Tabla 4.2. Clasificación de los polímeros orgánicos por su peso molecular. Dosis y usos más frecuentes (Bache, 2007; Hendricks, 2006)	26
Tabla 4.3. Coagulantes orgánicos sintéticos usados en el tratamiento de agua y sus características	28
Tabla 4.4. Comparación entre los diferentes tipos de mezcladores (Ratnayaka, 2009; Sincero y Sincero, 2003, HDR Engineering Inc., 2001; Twort <i>et al.</i> , 2000)	31
Tabla 5.1. Coagulantes seleccionados para realizar las pruebas en laboratorio	35
Tabla 5.2. Floculantes seleccionados para realizar las pruebas en laboratorio	36
Tabla 5.3 Niveles codificados y valores reales de las dosis de coagulantes, floculantes, y concentraciones de turbiedad utilizados en las pruebas de la época de lluvias	37
Tabla 5.4 Ejemplo de matriz de experimentos de las pruebas de jarras para la combinación HXDAMAC50/ P-ACRIL-AN50	38
Tabla 5.5 Valores de tiempo y velocidad de agitación de las pruebas de jarras	40
Tabla 5.6. Técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros fisicoquímicos	41
Tabla 5.7. Hoja de registro para las pruebas de jarras en época de lluvias	42
Tabla 5.8. Combinaciones de coagulantes y floculantes seleccionadas para las pruebas en época de estiaje	44
Tabla 5.9. Niveles codificados y reales de las dosis de coagulantes (C), floculantes (F), y de las concentraciones de clorofila-a utilizadas en las pruebas de la época de estiaje	45
Tabla 5.10 Matriz de experimentos de las pruebas de jarras para la combinación HXDADM50/P-AMIN-AC1 en época de estiaje (Ejemplo)	46
Tabla 5.11. Técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros fisicoquímicos	47
Tabla 5.12. Niveles codificados y reales de las dosis de coagulante, floculante, preoxidantes y concentraciones de clorofila-a utilizadas en las pruebas de preoxidación	51
Tabla 5.13 Matriz de experimentos de las pruebas de jarras para la combinación HXDADM50/P-AMIN-AC1 y el preoxidante ión hipoclorito (Ejemplo)	53
Tabla 6.1. Niveles (codificados y reales) de las dosis de coagulantes, floculantes, y concentraciones de turbiedad utilizados en las pruebas de la época de lluvias	55
Tabla 6.2. Coeficientes del modelo y reporte ANOVA del análisis de datos de turbiedad final para la combinación HXDADM50/ P-AMIN-AC1	59
Tabla 6.3 . Coeficientes estimados para los modelos matemáticos para el cálculo del valor final de las variables respuesta utilizando la combinación $Al_2(SO_4)_3$ / P-DAD-MAC5	62
Tabla 6.4. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una turbiedad inicial de 186.6 UTN	63
Tabla 6.5. Resultados de la factibilidad técnica por el método de MDM para las 10 mejores combinaciones de coagulante-floculante (Época de Lluvias)	67
Tabla 6.6. Resultados de la factibilidad económica por el método de MDM para las 10 mejores combinaciones de coagulante-floculante (Época de Lluvias)	70
Tabla 6.7. Mejores cinco combinaciones de reactivos resultantes de la evaluación realizada en la época de lluvias, de acuerdo con las calificaciones obtenidas en la MDM	72
Tabla 6.8. Remoción de clorofila-a y abundancia de algas cuantificadas en los efluentes seleccionados de las pruebas de coagulación-floculación para la PPLB	74
Tabla 6.9. Coeficientes estimados para los modelos de cálculo del valor final de los las variables de respuesta, para la combinación PAC/ P-ACRIL-AN50	75
Tabla 6.10. Dosis óptimas de los reactivos utilizados para remoción de algas a la concentración más baja y más alta de de clorofila-a	76
Tabla 6.11. Resultados de la factibilidad técnica por el método de MDM para las 5 mejores combinaciones de coagulante-floculante (Época de Estiaje)	80
Tabla 6.12. Resultados de la factibilidad económica por el método de MDM para las 5 mejores combinaciones de coagulante-floculante (Época de Estiaje)	81

Tabla 6.13. Resultados finales de la factibilidad técnica-económica por el método de MDM para las 5 mejores combinaciones de coagulante-floculante utilizados para la época de lluvia y la época de estiaje.....	83
Tabla 6.14. Dosis de coagulante, floculante, preoxidantes y concentraciones de clorofila-a utilizadas en las pruebas de preoxidación	84
Tabla 6.15. Caracterización inicial del agua utilizada en las pruebas de preoxidación del proceso de Coagulación-Floculación.....	84
Tabla 6.16. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una concentración de clorofila inicial de 10 µg/L.....	90
Tabla 6.17. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una concentración de clorofila inicial de 80 µg/L.....	90
Tabla 6.18. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una concentración de clorofila inicial de 10 µg/L.....	96
Tabla 6.19. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una concentración de clorofila inicial de 80 µg/L.....	96
Tabla A.1. Matriz de experimentos HXDADMAC50/ P-ACRIL-AN50 (época de lluvias)	105
Tabla A.2. Matriz de experimentos HXDADMAC50/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias)	105
Tabla A.3. Matriz de experimentos HXDADMAC50/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)	105
Tabla A.4. Matriz de experimentos HXDADMAC50/ P-AMIN-BC7 (época de lluvias)	106
Tabla A.5. Matriz de experimentos Al ₂ (SO ₄) ₃ / P-AMIN-AC1 (época de lluvias)	106
Tabla A.6. Matriz de experimentos Al ₂ (SO ₄) ₃ / P-DAD-MAC5 (época de lluvias)	106
Tabla A.7. Matriz de experimentos Al ₂ (SO ₄) ₃ / P-AMIN-BC7 (época de lluvias)	107
Tabla A.8. Matriz de experimentos Al ₂ (SO ₄) ₃ / P-ACRIL-NC50 (época de lluvias).....	107
Tabla A.9. Matriz de experimentos PAC/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias).....	107
Tabla A.10. Matriz de experimentos PAC/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)	108
Tabla A.11. Matriz de experimentos PAC/ P-AMIN-BC7 (época de lluvias).....	108
Tabla A.12. Matriz de experimentos PAC/ P-ACRIL-NC50 (época de lluvias)	108
Tabla A.13. Matriz de experimentos HXDADMAC20/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias)	109
Tabla A.14. Matriz de experimentos HXDADMAC20/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)	109
Tabla A.15. Matriz de experimentos HXDADMAC20/ P-AMIN-BC7 (época de lluvias)	109
Tabla A.16. Matriz de experimentos HXDADMAC20/ P-ACRIL-NC50 (época de lluvias)...	110
Tabla A.17. Matriz de experimentos HXCLORHID/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias)	110
Tabla A.18. Matriz de experimentos HXCLORHID/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)	110
Tabla A.19. Matriz de experimentos HXCLORHID/ P-AMIN-BC7 (época de lluvias)	111
Tabla A.20. Matriz de experimentos HXCLORHID/ P-ACRIL-NC50 (época de lluvias).....	111
Tabla A.21 Matriz de experimentos HXDADMAC50/P-AMIN-AC1 (época de estiaje)	111
Tabla A.22 Matriz de experimentos HXDADMAC20/P-DAD-MAC5 (época de estiaje).....	112
Tabla A.23 Matriz de experimentos PAC/P-ACRIL-AN50 (época de estiaje).....	112
Tabla A.24 Matriz de experimentos HXCLORHID / P-AMIN-BC7 (época de estiaje).....	112
Tabla A.25 Matriz de experimentos Al ₂ (SO ₄) ₃ /P-DAD-MAC5 (época de estiaje).....	113
Tabla D.1. Relación modelo-diseño experimental	129

LISTA DE FOTOGRAFÍAS

Fotografía 5.1 Equipo de prueba de jarras empleado en el laboratorio.....	38
Fotografía 5.2. Dispositivo de filtración para extracción y cuantificación de clorofila-a	48
Fotografía 6.1. Especies de algas cianofitas identificadas en las muestras de agua analizadas ..	74

ABREVIATURAS

- Abs₆₆₄, Abs₆₄₇, Abs₆₃₀**: Absorbancia a 664, 647 y 630 nm, respectivamente
- ADC**: Alta densidad de carga
- Al(OH)₃**: Hidróxido de aluminio
- Al₂(SO₄)₃**: Sulfato de aluminio
- ANOVA**: Análisis de Varianza (*Analysis of Variance*)
- BSC**: Basicidad
- Ca²⁺**: Ion calcio
- CaCO₃**: Carbonato de calcio
- Cl_a**: Concentración inicial de clorofila-a, en µg/L
- Cl_f**: Concentración final de clorofila-a, en µg/L
- CLHDRAL**: Clorhidrato de aluminio
- ClO₂**: Dióxido de cloro
- Coag**: Dosis de coagulante, en mg/L
- Co-Fl**: Combinación de reactivos coagulante-floculante
- Col_f**: Color final, en UPtCo
- CONAGUA**: Comisión Nacional del Agua
- COT**: Carbono Orgánico Total, en mg/L
- DBP**: *Disinfection byproducts* (subproductos de la desinfección)
- DCC**: Diseño Central Compuesto
- Floc**: Dosis de floculante, en mg/L
- HIDRXCLAL**: Hidroxicloruro de aluminio
- LOF**: *Lack of Fit* (falta de ajuste)
- MDC**: Mediana densidad de carga
- MDM**: Matriz de Decisión Multicriterio
- Mg²⁺**: Ion magnesio
- MnO₂**: Dióxido de manganeso
- MON**: Materia Orgánica Natural
- MSR**: Metodología de Superficie Respuesta
- NaClO**: hipoclorito de sodio
- NOM-127-SSA1-1994**: Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1997
- OMS**: Organización Mundial de la Salud
- PACl**: Policloruro de aluminio
- pH**: Potencial hidrógeno $\text{pH} = \log[\text{H}^+]$
- pH_f**: pH final
- poliDADMAC**: Cloruro de polidialildimetilamonio
- PPLB**: Planta Potabilizadora Los Berros
- Preox**: Dosis de preoxidante, en mg/L
- rpm**: Revoluciones por minuto
- SST**: Sólidos Suspendidos Totales, en mg/L
- Statgraphics**: *Statgraphics Centurion XV* versión 15.1.02
- THM**: Trihalometanos
- TRAC**: Tanque de Recepción de Aguas Crudas
- Turb_f**: Turbiedad final, en UTN
- UPtCo**: Unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto
- USEPA o EPA**: *Environmental Protection Agency of USA* (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos)
- UTN**: Unidades de Turbiedad Nefelométricas

1 INTRODUCCIÓN

Entre las fuentes convencionales de abastecimiento de agua potable se encuentran los depósitos de agua superficial; en México, 83% del agua dulce disponible (CONAGUA, 2008) es de este tipo. Sin embargo, estas fuentes de agua contienen partículas coloidales suspendidas y disueltas, como arcilla, limo y compuestos orgánicos e inorgánicos; que imparten turbiedad y color al agua (Salvato *et al.*, 2003; Benefield *et al.*, 1982). Las partículas, además de conferir características antiestéticas al agua, pueden adsorber agentes infecciosos como bacterias, virus y compuestos tóxicos en su superficie, que afectan a la salud humana (MWH, 2005).

Además de turbiedad y color, un crecimiento de la población de algas en aguas superficiales puede provocar problemas técnicos en las instalaciones de las plantas potabilizadoras, además de problemas de tipo sanitario, que afectan la salud de los seres humanos. Entre los problemas técnicos se encuentran: obstrucción de rejillas, incremento en la demanda de coagulante, problemas de filtración. Por otra parte, los problemas sanitarios son: precursores de subproductos tóxicos de desinfección, liberación de olores y sabores indeseables en el agua, crecimiento microbiano en sistemas de distribución, y liberación de toxinas por algunas especies de algas (Knappe *et al.*, 2004).

En México hay instaladas y en operación 604 plantas potabilizadoras que tratan el 0.6% del agua superficial disponible en el país, produciendo 87.3 m³/s de agua potable. De este número, 187 plantas emplean la clarificación convencional como proceso principal de potabilización, representando el 70% del gasto de agua potabilizada a nivel nacional (CONAGUA, 2009; CONAGUA, 2008; INEGI 2006).

En el proceso de clarificación tradicional, el sulfato de aluminio ha sido el agente químico que se ha utiliza comúnmente en la etapa de coagulación de agua (Bratby, 2006). Sin embargo, este coagulante funciona adecuadamente sólo en un intervalo de pH, además de que disminuye significativamente el valor de este parámetro en el agua tratada, pudiendo resultar en que ésta sea corrosiva. La temperatura de operación afecta la reacción de hidrólisis del coagulante y las especies positivas formadas durante este proceso tienen una baja densidad de carga (situación que exige la utilización de altas dosis del reactivo para desestabilizar la carga superficial de las partículas en el agua). Además, puede liberar bajo ciertas condiciones un alto contenido de aluminio residual en el agua tratada, produce gran cantidad de lodos (considerando las elevadas dosis de coagulante que se utilizan), entre otras.

Debido a lo anterior, actualmente se han estado desarrollando nuevos productos para el tratamiento del agua, como los policloruros de aluminio (PACl) y los polímeros orgánicos (p.ej. poliaminas, poliDADMAC, poliacrilamida), que no presentan los inconvenientes del sulfato de aluminio. Estos productos ofrecen las ventajas que se describen a continuación con respecto al sulfato de aluminio. Trabajan eficientemente a intervalos de pH y temperatura más amplios. Son eficientes a dosis más pequeñas, lo que produce una menor cantidad de lodos, y además, liberan una menor cantidad de iones metálicos residuales en el agua tratada. Estos aspectos, en general, representan una mejora en el proceso y una disminución en los costos (Zouboulis *et al.*, 2008; MWH, 2005; Bratby, 2006; Hendricks, 2006; Rahbar, 2006; DeWolfe *et al.*, 2003; Montgomery, 1985).

Adicionalmente al proceso de coagulación, para mejorar la remoción de algas con la utilización de este proceso, se ha probado una etapa previa de preoxidación del agua, como una de las principales opciones. Entre las funciones de esta etapa adicional, están inactivar y desestabilizar las algas que se encuentran suspendidas en el agua, ayudando así a su remoción,

ayudando al mismo tiempo a la reducción en los valores de color y turbiedad (Ma *et al.*, 2012; Ma *et al.*, 2001). Sin embargo, cuando el agente oxidante es cloro, se pueden formar compuestos dañinos a la salud, como los trihalometanos (THM), por lo cual se han propuesto compuestos alternativos como el dióxido de cloro, ozono o permanganato de potasio, que minimizan los subproductos de la desinfección (Henderson *et al.*, 2008; Ma *et al.*, 2001).

Se han realizado estudios para evaluar la efectividad de las sales de aluminio, polímeros inorgánicos y polímeros orgánicos para la coagulación de algas (Briley y Knappe, 2002; Jun *et al.* 2001; Petruševski, 1996; Tenney *et al.*, 1969). El sulfato de aluminio y los PACl son los coagulantes comerciales que se utilizan más comúnmente en el tratamiento del agua. Sin embargo, hasta la fecha son pocos los estudios que comparan directamente el comportamiento del sulfato de aluminio y el de los PACl (Zouboulis *et al.*, 2008; Knappe *et al.*, 2004).

Debido a que existe un gran número de plantas potabilizadoras en nuestro país que utilizan la clarificación convencional como proceso de tratamiento, es importante evaluar los PACl para cuantificar las ventajas que ofrecen. Considerando lo anterior, se propone como objetivo en este estudio determinar la mejor combinación y dosis óptimas de policloruro de aluminio (coagulante) y polímero orgánico (floculante) para el tratamiento del influente de la Planta Potabilizadora Los Berros (PPLB), la más grande del país. Esta planta produce por sí sola el 23% del gasto de agua potabilizada en el país (CONAGUA, 2008) y ha empleado, desde que fue por primera vez operada, el sulfato de aluminio como agente coagulante.

2 ANTECEDENTES

2.1 Planta Potabilizadora Los Berros

La Planta Potabilizadora Los Berros forma parte del sistema Cutzamala y tiene una capacidad de diseño para producir 24 m³/s de agua potable, para ser suministrada a la Zona Metropolitana del Valle de México (CONAGUA, 2007). El sistema Cutzamala se compone de obras de captación, presas de almacenamiento, obras de conducción, acueductos, túneles, plantas de bombeo y la planta potabilizadora Los Berros (CONAGUA, 2008).

Esta planta potabilizadora es alimentada por las presas: Tuxpan y El Bosque en el estado de Michoacán; Colorines, Ixtapan del Oro, Valle de Bravo y Villa Victoria (presas que anteriormente formaban parte del Sistema Hidroeléctrico Miguel Alemán), así como la presa Chilesdo (construida para aprovechar las aguas del río Malacatepec) en el Estado de México. La Figura 2.1 presenta las presas que abastecen a la PPLB así como la ubicación de la planta.

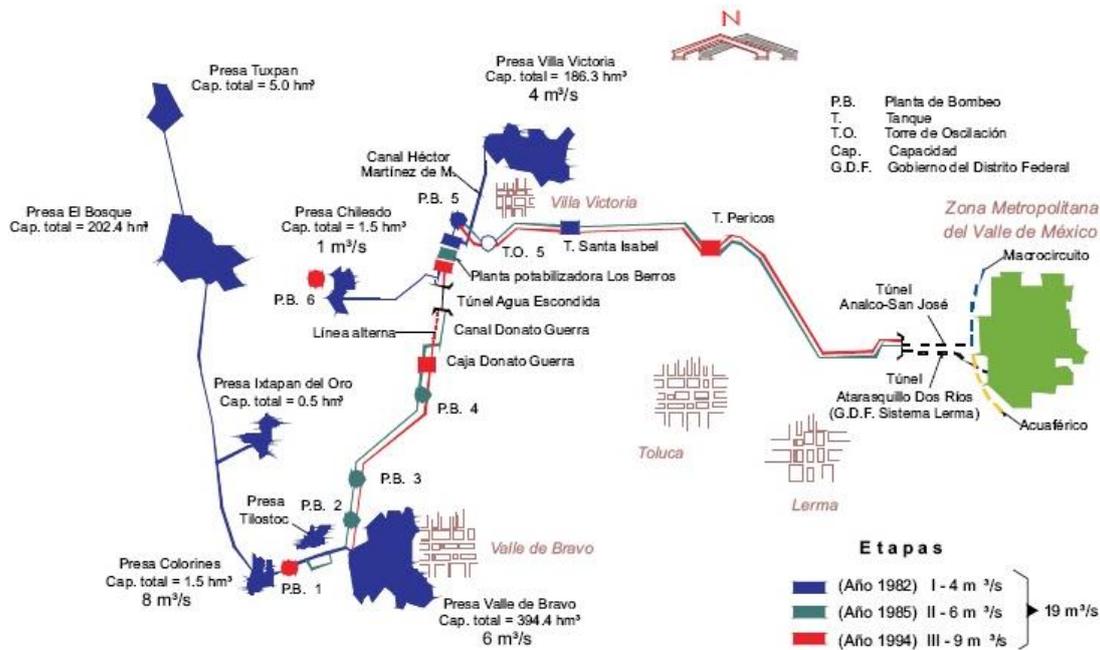


Figura 2.1. Presas que abastecen a la Planta Potabilizadora Los Berros (Comisión Nacional del Agua, 2009)

La PPLB está constituida por cinco módulos o trenes de tratamiento de agua, identificados como: B, C, D, E, F; construidos cada uno con una capacidad máxima de 4 m³/s. En cada uno de estos módulos, el tratamiento de agua de la PPLB incluye los siguientes procesos: precloración, coagulación con sulfato de aluminio, floculación, sedimentación y filtración sobre arena (Elías, 2007).

Durante la época de lluvias, la cual abarca de junio a octubre, los altos valores de turbiedad y color en el agua que llega a la PPLB provocan que en ocasiones no se puedan cumplir con los criterios dictados por la norma NOM-127-SSA1-1994 para estos parámetros. Por otro lado, durante el periodo comprendido entre noviembre y mayo del siguiente año, denominado como época de estiaje, la PPLB ha presentado dificultades ocasionales para obtener

un agua potable cuyos de color se encuentren por debajo de aquellos establecidos en la normatividad mexicana, debido a que el agua del influente llega con altos valores de este mismo parámetro. A continuación se muestra información histórica de las mediciones de color y turbiedad en la PPLB, proporcionada por la CONAGUA, durante el periodo 2004-2008.

Las gráficas que a continuación se presentan fueron construidas a partir de los datos de turbiedad en el agua de la PPLB, tanto del influente como del efluente (Figura 2.2 y Figura 2.3, respectivamente). Son datos promedios diarios de turbiedad medidos en la planta durante esos años. En la gráfica que corresponde a la calidad del efluente, se agregó una línea recta sobre el plano cartesiano y paralela al eje de las abscisas, que representa el valor de turbiedad necesario para garantizar la calidad del agua potable que es producida en esta planta (2.5 UTN).

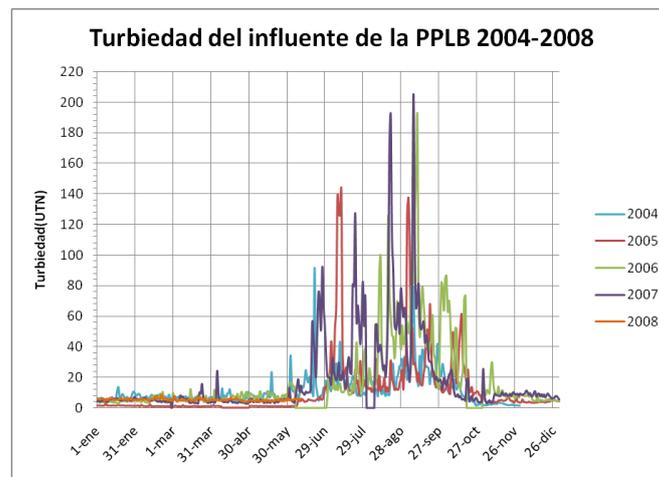


Figura 2.2. Valores promedios diarios de la turbiedad del influente de la PPLB recopilados durante el periodo 2004 a 2008

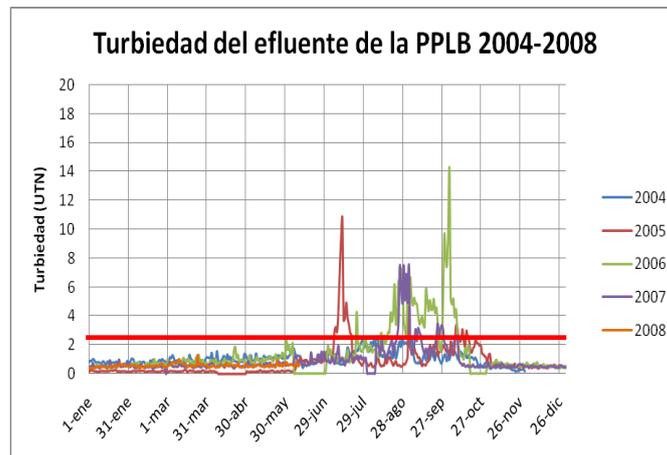


Figura 2.3. Valores promedios diarios de la turbiedad del efluente de la PPLB recopilados durante el periodo 2004 a 2008

En este mismo sentido, la Figura 2.4 y la Figura 2.5 presentan gráficas elaboradas con los datos históricos del color en el agua del influente y del efluente de la PPLB, respectivamente. De igual manera que en el caso de la turbiedad, los valores de color son los promedios de aquellos medidos diariamente durante los años 2004 a 2008. En la gráfica que corresponde a la calidad del efluente, se agregó una línea recta sobre el plano cartesiano y

paralela al eje de las abscisas, que representa el valor de color necesario para garantizar la calidad del agua potable que es producida en esta planta (que es un cuarto del límite de calidad de la norma de agua potable NOM-127-SSA1-1994 para el color, el cual es de 20 UPtCo).

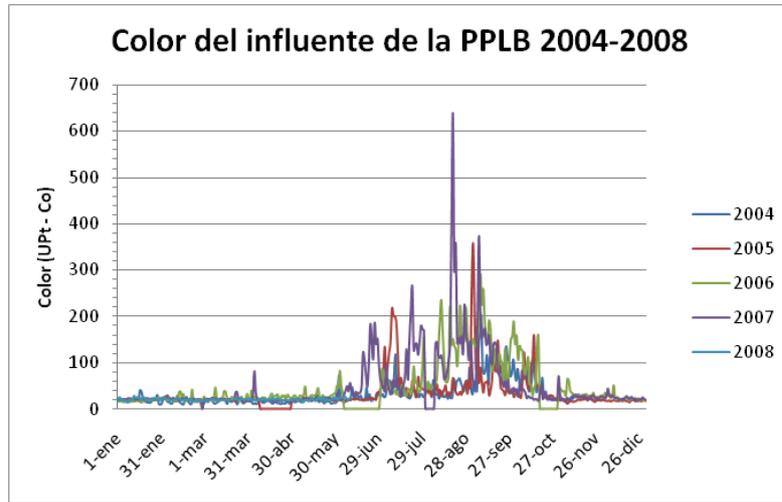


Figura 2.4. Valores promedios diarios del color del influente de la PPLB recopilados durante el periodo 2004 a 2008

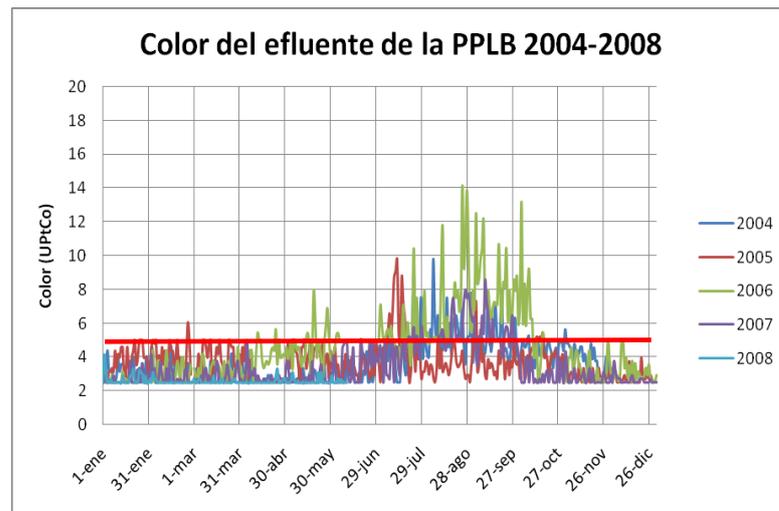


Figura 2.5. Valores promedios diarios del color del efluente de la PPLB recopilados durante el periodo 2004 a 2008

Observando las gráficas anteriores, se pueden distinguir dos comportamientos en los valores de los parámetros turbiedad y color a lo largo del año. En la época de estiaje, entre noviembre y mayo del siguiente año, los valores de los parámetros de calidad del agua permanecen casi estables, mientras que en el otro periodo, de junio a octubre, que corresponde a la época de lluvias, la calidad del agua presenta una mayor variación. Los valores de turbiedad y color presentados anteriormente corresponden a la cuarta parte del valor del color y la mitad del límite de turbiedad que están establecidos en la NOM-127-SSA1-1994, norma oficial mexicana en la cual se establece la calidad del agua que se debe cumplir para considerarse potable en México.

En época de estiaje, particularmente, se ha presentado además del problema de color en el agua el florecimiento de algas en las presas Villa Victoria, Valle de Bravo y El Bosque,

pertenecientes al sistema Cutzamala. Se revisaron monitoreos biológicos en estas presas, entre los años 2002 y 2005 (CONAGUA 2002, CONAGUA, 2007) para observar los valores de clorofila-a, pigmento presente en las algas y que se puede relacionar indirectamente con la abundancia de estos microorganismos. Estos monitoreos fueron realizados por empresas especializadas a petición de la CONAGUA. De estos informes se obtuvieron los valores mínimo y máximo de la concentración de clorofila-a que a lo largo de esos años se presentaron en las presas que alimentan a la PPLB.

De acuerdo a la información obtenida, la concentración de clorofila-a en el agua de las principales presas que alimentan a la PPLB ha presentado valores entre 10 y 80 $\mu\text{g/L}$ en el periodo abarcado por los monitoreos (véase la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

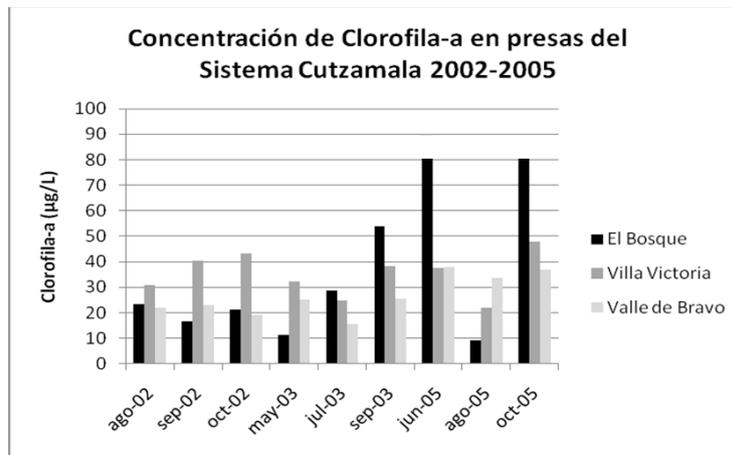


Figura 2.6. Concentración de clorofila-a en las presas El Bosque, Villa Victoria y Valle de Bravo 2002-2005

Teniendo como base el interés de evaluar nuevos productos coagulantes y floculantes para el tratamiento del influente de la PPLB y tomando en cuenta los antecedentes planteados, se proponen en este estudio los objetivos que se muestran en el siguiente apartado.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Determinar la mejor combinación y las dosis óptimas de policloruro de aluminio (PACl) y de polímero orgánico sintético para el tratamiento del influente de la PPLB, que permita la obtención de un efluente que cumpla con los valores límites de turbiedad y color de la NOM-127-SSA-1994, tanto en época de lluvia como de estiaje.

3.2 Objetivos específicos

- Evaluar el desempeño en la remoción de color y de turbiedad de cuatro coagulantes (formulados a base de PACl), cuatro floculantes (polímeros orgánicos) y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ libre de hierro (utilizado actualmente en la PPLB), a nivel de prueba de jarras y aplicando un diseño experimental de tipo factorial, en el tratamiento del influente de la PPLB
- Identificar de entre cuatro factores evaluados, aquellos significativos sobre la eficiencia de tratamiento del proceso de coagulación-floculación del influente de la PPLB para los reactivos estudiados
- Estimar las dosis óptimas de coagulante y de floculante que permitan obtener un color final igual o menor a 5 UPtCo, utilizando los modelos matemáticos estadísticos desarrollados con base en los resultados experimentales
- Evaluar la factibilidad técnico-económica de las combinaciones evaluadas de coagulantes y floculantes para cada época, con base en una matriz de decisión multicriterios, aplicando los resultados óptimos estimados con los modelos matemáticos desarrollados
- Evaluar el efecto de la preoxidación del agua con hipoclorito de sodio y ClO_2 en la remoción de las algas para época de estiaje, utilizando la mejor combinación de coagulante-floculante y un diseño experimental de tipo central compuesto.

4 MARCO TEÓRICO

4.1 Propiedades fisicoquímicas y eléctricas de las partículas en el agua

En las aguas superficiales, existen partículas que pueden provenir de la degradación del suelo o de fuentes atmosféricas; y otras son productos de procesos químicos y biológicos llevados a cabo dentro del cuerpo de agua. Tales partículas incluyen a las arcillas, limos, asbestos, precipitados de CaCO_3 , MnO_2 , algas, organismos patógenos y hasta restos de organismos acuáticos. (Duan y Gregory, 2003; AWWA, 1990).

Las partículas pueden proporcionarle al agua características antiestéticas, como turbiedad y color. Algunas de estas partículas pueden incluso adsorber en su superficie agentes infecciosos como bacterias, virus, protozoarios, y compuestos tóxicos, que afectan la salud humana, por lo que se hace necesaria la remoción de éstas (MWH, 2005).

La gran mayoría de las partículas en el agua están cargadas eléctricamente en su superficie y, en gran parte de los casos, esta carga es negativa. Dicha carga eléctrica puede ser adquirida de las siguientes formas (Hendricks 2006; Benefield *et al.*, 1982):

1. **Imperfecciones cristalinas.** se presenta cuando algunos iones de materiales cristalinos son sustituidos por otros iones de menor valencia (por ejemplo silicio +4 remplazado por aluminio +3), resultando en una red cristalina con excedente de carga negativa
2. **Adsorción preferencial de iones específicos.** Ocurre cuando algún ión de carga positiva o negativa se encuentra disperso en el agua y se adsorbe en la superficie de las partículas
3. **Reacciones químicas específicas de ciertos iones en la superficie de las partículas.** Sucede cuando los grupos ionizables en la superficie de las partículas se disocian en agua produciendo carga eléctrica (AWWA, 1990; Benefield *et al.*, 1982).

Esta carga eléctrica en la superficie de las partículas ocasiona que se presente una repulsión eléctrica entre ellas, provocando a su vez que éstas no puedan hacer contacto y así permanezcan suspendidas.

4.2 Coagulación y floculación

4.2.1 Teoría de la coagulación y floculación

La coagulación – floculación es un tratamiento esencial para remover aquellas partículas que, debido a su pequeño tamaño (usualmente menor a $10\ \mu\text{m}$), no precipitarían en un tiempo razonable (de 30 a 60 min), desde el punto de vista operativo de una planta de tratamiento de agua (Bratby, 2006; Montgomery, 1985).

La coagulación-floculación es un proceso complejo, que involucra gran cantidad de reacciones y reactivos posibles. Actualmente, se han propuesto definiciones y terminología para aclarar algunas confusiones con los conceptos; sin embargo, no existe aún una convención

generalizada para los términos de coagulación y floculación, pudiendo en ocasiones ser utilizados indistintamente.

La coagulación se define como el proceso que incluye a todas aquellas reacciones, mecanismos y productos involucrados en la desestabilización de las partículas en el agua. Esta definición abarca tanto la formación del coagulante *in situ*, la desestabilización de las partículas, así como el inicio del contacto físico entre ellas, para la formación de microflóculos de partículas (Wilderer *et al.*, 2003). La floculación, por otro lado, se refiere al proceso de contacto de los microflóculos para formar conglomerados de mayor peso, tamaño y resistencia llamados flóculos, que precipitan más rápidamente (Bratby, 2006; AWWA, 1990). Estas definiciones para coagulación y floculación generalmente son derivadas de la práctica en la ingeniería de tratamiento de aguas, sin embargo, pueden existir otras definiciones. El proceso de coagulación y floculación se representa en la Figura 4.1.

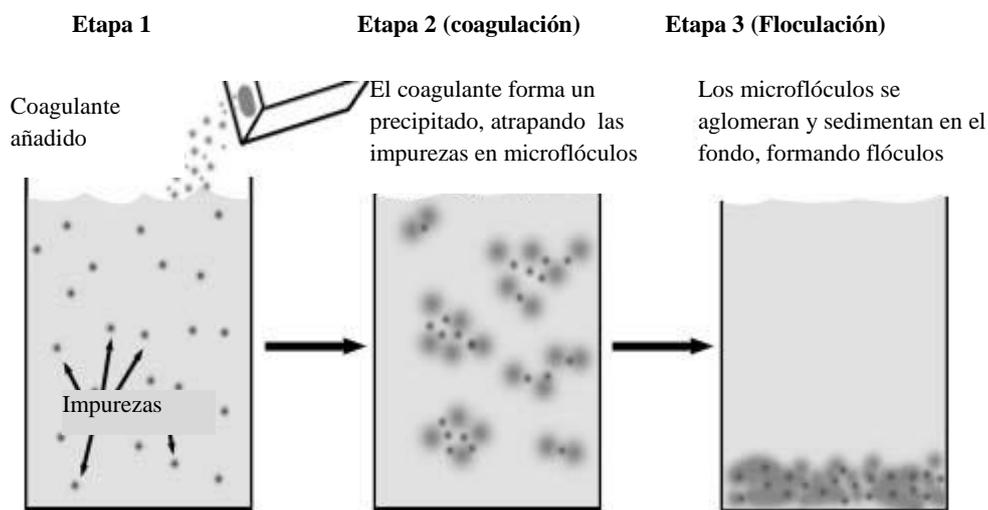


Figura 4.1. Proceso de coagulación y floculación para la agregación de las partículas en el agua (Casiday, 2008).

Típicamente, las etapas que conforman el proceso de coagulación - floculación se llevan a cabo en dos tipos de tanques instalados en serie: el primero es el tanque de mezcla rápida, donde se hidroliza el coagulante y ocurre la desestabilización de la carga de las partículas; y el segundo tanque es el de mezclado lento, donde se promueve el contacto entre las partículas ya desestabilizadas y agrupadas en microflóculos (AWWA, 1990).

4.2.2 Mecanismos de coagulación y floculación

El éxito en la remoción de partículas en el agua depende de la desestabilización de la carga eléctrica en su superficie. Los siguientes son los mecanismos más comunes para llevar a cabo esta función (Duan y Gregory, 2003; AWWA, 1990; Montgomery, 1985):

- **La compresión de la doble capa eléctrica.** Ocurre cuando la concentración de los contra-iones en el agua es tal, que estos comprimen la capa eléctrica en la superficie de las partículas, debido a fuerzas de atracción entre estos dos tipos de iones

- **La desestabilización por atracción electrostática.** Sucede cuando se encuentran dos partículas con superficies cargadas opuestamente, neutralizándose ambas cargas al hacer contacto
- **El enlace entre las partículas.** Se puede llevar a cabo utilizando polímeros, los cuales están formados por cadenas largas de moléculas cargadas eléctricamente. Estos polímeros pueden formar puentes o enlaces para desestabilizar las partículas en suspensión
- **La coagulación por arrastre o barrido.** Sucede cuando ciertos compuestos metálicos se hidrolizan para formar un precipitado amorfo e insoluble (correspondiente al hidróxido del metal). Este precipitado atrapa en su estructura amorfa a las partículas suspendidas en el agua a la vez que sedimenta, en una acción de barrido. Este mecanismo ha demostrado ser más eficiente para la remoción de partículas en el agua que la desestabilización por neutralización de carga, aunque se requieren dosis más altas de coagulante para la formación del precipitado amorfo.

4.2.3 Factores de influencia en el proceso de coagulación-floculación

Son diversos los factores que influyen en el proceso de coagulación-floculación del agua, de ahí que el proceso sea complejo (Spellman, 2008; Alley, 2007; Denton, 1998; Montgomery, 1985). Tales factores se pueden dividir en cuatro principales categorías:

- **Características del coagulante:** el tipo y la dosis del coagulante
- **Características del agua:** el pH, la concentración de partículas coloidales, la concentración de carbono orgánico total (COT), el color, los aniones y cationes en solución, la temperatura y la preoxidación del agua
- **Características del mezclado:** el tiempo y gradiente de la agitación del agua, equipo de mezclado y
- **Características de las partículas:** el potencial Z, el tamaño, la movilidad pericinéctica (debida al movimiento browniano) y ortocinéctica (gradiente de velocidad) y la capacidad de flotar (p. ej. en las algas).

El pH del agua es un factor determinante en la eficiencia de la coagulación y floculación de las partículas, especialmente cuando se utilizan sales metálicas como el sulfato de aluminio, debido a que la hidrólisis de dichas sales dependerá del valor del pH del agua. Para un agua en particular, existirán especies de la hidrólisis de la sal metálica que sean más efectivas para llevar a cabo la desestabilización de las partículas. Por ello, ajustar el pH a un intervalo donde se consigan las especies de la hidrólisis deseadas llevará a obtener una coagulación óptima (Bratby, 2006). Además, las partículas en el agua también pueden sufrir modificaciones causadas por el pH, principalmente en la carga superficial, aumentando o disminuyendo el valor de esta debido a la ionización de algunos grupos funcionales, como ocurre con la materia orgánica natural (Hendricks, 2006).

La presencia de aniones en el agua, tales como sulfatos, silicatos o fosfatos, puede provocar que se dé un restablecimiento de la carga superficial de las partículas, inicialmente negativas, y que nuevamente se dispersen en el agua. Además, los aniones pueden aumentar la demanda de coagulante, pues, al igual que la superficie de las partículas, atraerán a las especies

catiónicas del coagulante. Por otro lado, los cationes en el agua como Ca^{2+} y Mg^{2+} , pueden tener un efecto positivo en la coagulación de las partículas en el agua y la materia orgánica natural, debido a que se pueden presentar los fenómenos de: compresión de la doble capa eléctrica en la superficie de las partículas, reducción de la carga negativa de la superficie de las partículas y la minimización de las fuerzas de repulsión eléctrica entre ellas, asistiendo así a la coagulación (Wang, 2005; Denton, 1998).

La materia orgánica natural (abreviada como MON y cuantificada en laboratorio como carbono orgánico total COT) es responsable, en gran medida, del color, olor y sabor del agua superficial. Se compone de una gran variedad de compuestos orgánicos, siendo de los principales los ácidos fúlvicos y húmicos. La MON puede adsorberse en las partículas que se encuentran en el agua y cubrir su superficie, incrementando así la carga superficial negativa de éstas (debida a los grupos carboxilatos y fenolatos que se encuentran en la MON), ocasionando así que se requieran de dosis de coagulante más elevadas para la neutralización de la carga. De hecho, en el caso del sulfato de aluminio, la dosis de coagulante tiene una relación estequiométrica con la concentración de ácidos fúlvicos, además de que en presencia de la MON la carga superficial positiva de los flóculos de $\text{Al}(\text{OH})_3$ disminuye, en comparación con lo que sucede en agua sin carga orgánica (Hendricks, 2006; Ma *et al.*, 2001; Randtke *et al.*, 1999; Becker, 1996).

La temperatura del agua puede afectar el movimiento de las partículas y por consiguiente la tasa de colisiones entre ellas. Las partículas, cuyo tamaño es mayor a $1 \mu\text{m}$, tienen una tasa de colisiones ortocinéticas que excede en gran medida a la tasa de colisiones pericinéticas, debidas al movimiento Browniano. En la coagulación ortocinética las partículas colisionan debido a los movimientos del fluido en el cual se encuentran suspendidas. Es por esto que una alta viscosidad del agua, a causa de una baja temperatura, causará que el mezclado de las especies de coagulante y las partículas sea pobre y resulte en una deficiente coagulación.

La temperatura también puede afectar las reacciones de hidrólisis de las sales metálicas (p. ej. el sulfato de aluminio) y el equilibrio entre la fase sólida y las especies en solución de esas sales. En el caso del sulfato de aluminio, una disminución de la temperatura en el agua ocasiona que el hidróxido de aluminio y las especies positivas provenientes de la hidrólisis se formen a valores de pH mayores a los que se formaría a 25°C (Duan y Gregory, 2003).

La preoxidación del agua es uno de los principales métodos utilizados para mejorar el desempeño del proceso de coagulación-floculación. Entre sus principales funciones están oxidar la MON suspendida en el agua o adherida a la superficie de las partículas; inactivar y desestabilizar las algas que se encuentran suspendidas en el agua y auxiliar en la remoción de turbiedad y color en el agua (Ma *et al.* 2012, Ma *et al.*, 2001). La preoxidación con cloro, o precloración, es quizá el proceso más antiguo conocido para ayudar al proceso de coagulación y floculación. Sin embargo, la precloración puede formar una variedad de compuestos dañinos a la salud, como los trihalometanos (THM), por lo cual su uso está siendo cada vez más restringido en el tratamiento de agua, y se han propuesto métodos alternativos como la preoxidación con dióxido de cloro, ozono o permanganato de potasio, que minimicen los subproductos de la desinfección (Henderson *et al.*, 2008; Ma *et al.*, 2001).

En el caso del mezclado del agua, los reactores de mezcla rápida deben proveer el tiempo y la intensidad de mezclado necesario para favorecer el contacto entre las partículas y el coagulante, para formar así los microfloculos. Esto se debe a que la reacción de adsorción del coagulante y la desestabilización de carga de las partículas dura poco menos de 0.5 s, aproximadamente. Sin embargo, si el mecanismo de coagulación es por barrido, se requiere de

un tiempo de entre 1 y 7 segundos para que el precipitado, por ejemplo de $\text{Al}(\text{OH})_3$, pueda formarse (Hendricks, 2006).

El potencial Z (designado usualmente por el símbolo ζ) es la medida de la carga eléctrica que poseen las partículas en su superficie. Este número puede ser utilizado para conocer el momento en el que se ha alcanzado el punto “isoelectrico” en la suspensión (potencial Z igual a cero), es decir, cuando la carga superficial en las partículas ha sido neutralizada. El punto isoelectrico se puede determinar, por ejemplo, graficando el potencial Z contra la dosis de coagulante, para ubicar la dosis a la cual el potencial Z sea cero o se encuentre en un intervalo de $-5 < \zeta < +5$ mV, lo que será señal de que se ha alcanzado una efectiva neutralización de carga (Hendricks, 2006).

4.2.4 Reactivos utilizados para coagulación – floculación

Las principales funciones de los reactivos coagulantes y floculantes son desestabilizar las partículas en suspensión y aglomerar éstas en floculos de mayor tamaño, peso y resistencia, respectivamente. Los reactivos deben tener un bajo costo, ser de fácil manejo, ser fácilmente disponibles y estables durante el periodo que se les almacene (DeWolfe *et al.*, 2003; Montgomery, 1985).

Los factores que influyen en la elección de la dosis y el tipo de coagulante son principalmente: las características del coagulante, la calidad del agua y las partículas en suspensión. Debido a esto y a que aún no es posible predecir con exactitud la interrelación de estos tres factores, se debe realizar la evaluación empíricamente (Bratby, 2006).

Entre los reactivos más comúnmente utilizados para el proceso de coagulación y floculación se encuentran las sales de aluminio, las sales de hierro, los polímeros orgánicos y los polímeros inorgánicos (como los policloruros de aluminio o de hierro).

4.2.4.1 Sulfato de aluminio

El sulfato de aluminio es el coagulante que se usa con más frecuencia en el tratamiento de agua (Bratby, 2006; Hendricks, 2006; Cooke, 2005). Sin embargo, su utilización presenta una serie de desventajas. Por ejemplo, para que su uso sea eficiente se requiere operar el proceso en un intervalo muy limitado de pH, debido a que la reacción de hidrólisis del sulfato de aluminio es dependiente del valor de este parámetro, y solo en un intervalo muy limitado (6 a 8) o se obtienen las especies de interés como: $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ o $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$ o el precipitado $\text{Al}(\text{OH})_3$. Aunado a ello, una vez que se ha agregado el coagulante, el valor del pH disminuye significativamente en el agua tratada, haciéndola corrosiva. Por otra parte, la reacción de hidrólisis del sulfato de aluminio en el agua forma especies positivas de aluminio y con una baja densidad de carga, además de que esta reacción también es afectada por la temperatura. Se ha reportado, que el sulfato de aluminio, bajo ciertas condiciones, puede liberar un alto contenido residual de aluminio en el agua tratada y, debido a que se emplean altas dosis de este coagulante, se produce una gran cantidad de lodos (Zouboulis *et al.*, 2008).

El sulfato de aluminio presenta reacciones de hidrólisis en las que el ión aluminio consume la alcalinidad del agua a tratar, transformándose finalmente en un precipitado de hidróxido de aluminio (Manahan, 2007; Bratby, 2006; Duan y Gregory, 2003; AWWA, 1990).

El pH es un factor importante en el desempeño del sulfato de aluminio como coagulante. A un valor de pH menor a 4 (algunos autores sugieren que incluso hasta $\text{pH} \leq 7$) se forman las especies catiónicas de aluminio como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ y $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, las cuales desestabilizan a las partículas en el agua por neutralización de carga (Hendricks, 2006; Duan y Gregory, 2003; Montgomery, 1985). Mientas que, por encima de pH 6 y hasta pH 8 se forma un precipitado amorfo de $\text{Al}(\text{OH})_3$, que arrastra las partículas a su alrededor. Esta coagulación por barrido requiere dosis de coagulante mayores a aquellas necesarias para la neutralización de carga, lo que lleva a la producción de grandes cantidades de lodo. Se ha encontrado que la formación óptima de flóculos, utilizando sulfato de aluminio, ocurre cuando el pH del agua se encuentra entre 6 y 8 (Franceschi *et al.*, 2002; Schulz y Okun, 1984).

El proceso de coagulación por barrido con sulfato de aluminio puede ser auxiliado por las mismas partículas coloidales en el agua, las cuales sirven como núcleos de formación del precipitado $\text{Al}(\text{OH})_3$. Debido a lo anterior, la tasa de precipitación aumenta cuando la concentración de partículas coloidales (turbiedad) se incrementa en el agua. Se ha reportado que en ocasiones se incrementa la turbiedad artificialmente agregando por ejemplo partículas de bentonita para mejorar la coagulación por barrido (HDR Engineering Inc., 2001).

4.2.4.2 *Policloruros de aluminio (PACl)*

De Wolfe y colaboradores reportan, en 2003, una encuesta realizada por la *American Water Works Association* a operadores de 225 plantas de potabilización de agua superficial pertenecientes a esta asociación, cubriendo distintos tipos de instalaciones, caudales y prácticas de tratamiento. En esta encuesta se pudo observar que en la mayoría de las plantas potabilizadoras (86% del total) se reportó el cambio del sulfato de aluminio por algún otro coagulante. En más de la mitad de estos casos, el cambio se realizó por PACl, en un esfuerzo por mejorar el proceso de tratamiento y reducir los costos. Algunos problemas que se deseaban mejorar con el cambio de coagulante fueron: el bajo valor de pH después de agregar el sulfato de aluminio, lo que provocaba una alta disolución de CO_2 y con ello la corrosión en las instalaciones; las altas cantidades de cloruros o sulfatos en el agua debidas a las altas dosis de coagulante utilizadas; el incremento en la producción de lodos y la dificultad que implicaba el manejo de estos últimos (Edwards *et al.*, 2006; Dewolfe, 2003).

Cuando el sulfato de aluminio se agrega al agua, los iones metálicos se hidrolizan rápidamente, pero de manera no controlada, formando una amplia variedad de especies de la hidrólisis del metal. Esta diversidad de compuestos que podían obtenerse, motivó el desarrollo de coagulantes inorgánicos prehidrolizados que permitieran obtener sólo los productos de la hidrólisis que se deseaban, independientemente de las condiciones del proceso de coagulación (Bratby, 2006; Denton, 1998). Estos productos ya habían sido desarrollados en Japón en los primeros años de la década de los 1960's pero fue hasta 1985 cuando aparecieron en el mercado y fueron nombrados genéricamente como policloruros de aluminio o PACl (Hendricks, 2006).

Las principales ventajas de los PACl se enlistan a continuación (Dalton, 2008; Bratby, 2006; Hendricks, 2006; Rahbar, 2006; MWH, 2005; Denton y Aly, 1998):

1. Liberan al agua especies iónicas altamente cargadas y con moderado peso molecular. Estas especies ya se encuentran preformadas por lo que no requieren condiciones

específicas de temperatura, pH, alcalinidad, entre otras; como sucede con el sulfato de aluminio.

2. Pueden operar eficientemente sobre un amplio intervalo de pH (p. ej. de 4 a 9) y temperaturas (p. ej. de 4 °C a 25°C) del agua.
3. Pueden utilizarse para el tratamiento de aguas de baja alcalinidad y alta turbiedad.
4. Causan una menor variación en el pH del agua tratada, si se le compara con aquella provocada por el sulfato de aluminio.
5. Requieren de menores dosis para una coagulación efectiva y, por lo tanto, la producción de lodos es menor.
6. Liberan una menor cantidad de iones cloruros y sulfatos residuales.
7. Producen menor cantidad de iones metálicos residuales.
8. Forman flóculos más compactos y densos, debido a que estos coagulantes contienen, en su estructura, especies poliméricas que atrapan a un mayor número de partículas.

Estos reactivos se componen de una amplia variedad de especies poliméricas, tales como $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al_3(OH)_4^{5+}$, $Al_8(OH)_{20}^{4+}$, $AlO_4[Al(OH)_2]_{12}^{7+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}(H_2O)_{12}^{7+}$. Esta última especie también suele abreviarse como Al_{13} . Sin embargo, también se pueden encontrar las especies monoméricas como el Al^{+3} y $Al(OH)^{2+}$. La presencia y distribución de estas especies en preparaciones de policloruros de aluminio, depende del tipo de coagulante, la concentración total de aluminio, la cantidad de base utilizada durante la preparación, la intensidad de mezclado y el grado de estabilidad de las especies (Bratby, 2006).

Una manera de conocer las especies que forman a los PACl es a través de su grado de neutralización o de basicidad r , que es relación molar de cargas negativas y positivas del compuesto ($r = OH/Al^{+3}$), pudiendo oscilar entre $0 < r < 3$ o $0\% < \text{Basicidad} < 100\%$. Por ejemplo, la especie polimérica $Al_{13}O_4(OH)_{24}(H_2O)_{12}^{7+}$ tiene un total de 39 cargas positivas del aluminio (13×3), y un total de 32 cargas negativas que le otorgan los grupos funcionales óxido e hidroxilo ($4 \times 2 + 24 \times 1$). Entonces la basicidad relativa de este compuesto es $(32/39) \times 100 = 82\%$ ($r = 2.46$). Cuando un PACl tiene un r cercano a 3, es posible que el aluminio presente se encuentre en la forma de $Al(OH)_3$, mientras que, para valores entre $0 < r < 2.1$ (0 a 70% de basicidad), la especie que se comenzará a formar será Al_{13} , llegando a obtener la máxima cantidad de esta especie en el intervalo de valores de r de 1.25 a 2.5 (basicidades de 42 a 83%). Así es como, fijando el valor de r , los PACl comerciales contendrán diferentes proporciones de especies monoméricas y poliméricas (Bratby, 2006; Hendricks, 2006; McEwen, 1997).

Entre mayor es el grado de basicidad del coagulante, menor es el consumo de la alcalinidad y el cambio en el pH en el agua tratada (Bratby, 2006). Se ha demostrado que diversos coagulantes parcialmente hidrolizados forman flóculos más resistentes que aquellos logrados con dosis similares de sulfato de aluminio y llevan a cabo la floculación más rápidamente (Duan y Gregory, 2003). Por ejemplo, se ha observado que utilizando el sulfato de aluminio el tiempo promedio de floculación es de 20 min, pero empleando los PACl, de diferentes niveles de basicidad, se han logrado tiempos que van de 7 a 10 min (Wilderer *et al.*, 2003).

En la familia de los PACl existen distintos compuestos poliméricos utilizados en el tratamiento de agua, como los clorhidratos de aluminio, los policloruros de aluminio, los polihidroxilclorosilicatos de aluminio y los polihidroxilclorosulfatos de aluminio. Estos se describen a continuación (NMX-AA-130-SCFI-2006; Bratby, 2006; Twort *et al.*, 2000):

Clorhidrato de aluminio. Probablemente fue el primer compuesto de los coagulantes prehidrolizados, y es un policloruro de aluminio de alta densidad. Fue desarrollado en el Reino Unido en los años 50's. Ha demostrado tener ventajas globales sobre el sulfato de aluminio al

producir menor volumen de lodos y liberar menor cantidad de aluminio residual en el agua tratada. La basicidad de este tipo de compuestos se encuentra alrededor del 83% y el contenido de aluminio oscila entre el 7 y 12%.

Policloruros de Aluminio. Existen numerosas formulaciones de los policloruros de aluminio, además del clorhidrato de aluminio. La mayoría de estas formulaciones se encuentran en forma líquida, aunque también están disponibles en polvo. Las basicidades relativas en los productos líquidos pueden ir del 30 al 80 % y el contenido de aluminio del 5 al 12%. La densidad específica de los productos líquidos puede variar entre 1.2 y 1.4 a 20°C.

Polihidroxiclorosulfatos de aluminio. Son compuestos que normalmente se encuentran con una basicidad en el intervalo del 40 al 70% y un contenido de aluminio del 4.2 – 5.3%.

Polihidroxiclorosilicatos de aluminio. Efectivos para el tratamiento de agua residual y potable. Las presentaciones comerciales son generalmente de forma líquida y pueden proveer del 7.5 % de contenido de Al, con basicidades relativas del 40 al 70 %.

La Tabla 4.1 resume las características de los coagulante poliméricos anteriormente descritos.

Tabla 4.1. Propiedades físicas de los PACl más comúnmente utilizados

	Sulfato de Aluminio	Polihidroxiclорuro de aluminio (Clorhidrato de Aluminio)	Polihidroxiclорosulfato de aluminio	Polihidroxiclорosilicato de aluminio
Estado Físicoⁱ	Líquido	Líquido	Líquido	Líquido
Fórmula Empírica^h	$Al_2(SO_4)_3$	$Al(OH)_aCl_b$ con $(a + b) = 3$; $a > 1,05$	$Al(OH)_aCl_b(SO_4)_c$ con $(a + b + 2c) = 3$ y $a > 1,05$	$Al(Na)_x(SiO_y)_z(OH)_aCl_b$ con $(a + b + 2z)(y-2) = 3 + x$; $a = 1,05 - 2,4$; $y \geq 2$; $z = 0,01 - 0,3$; $x = 0,005 - 2$; $b = 0,5 - 3$.
% Al^h	4.2	6.89 - 12	4.2 - 5.3	7.5
Grado comercial típico (% w/w Al_2O_3)	8	10	8.3	8
Basicidadⁱ (%)	--	83	40 - 70	40 - 70
pH	1.3	2.3 - 2.9	2.8 - 3.0	3.6 - 3.8
Gravedad específica	1.32 a 15°C	1.20 a 20°C	1.16 a 20°C	1.28 a 15°C
Punto de congelamiento (°C)	-15	-12	-12	0
pH de Coagulación	5.5 - 7.5	6.0 - 9.0	6.5 - 7.8	6.5 - 8.0
Dosis Recomendadas (mg/L)	5-100	37-45		

^h NMX-AA-130-SCFI-2006, ⁱ Bratby 2006, ^j Twort *et al.* 2000, ^k ASTM, 1969

4.2.4.3 Polímeros orgánicos

El primer polímero sintético fue aprobado para su uso en el tratamiento de agua potable en 1967. A partir de entonces más de mil productos poliméricos han sido autorizados por la Agencia de Protección Ambiental de los EUA (USEPA). Estos compuestos son moléculas de cadenas largas formadas de unidades químicas (monómeros) se repiten una y otra vez en toda la extensión del polímero. Estas unidades generalmente son iónicas e imparten al polímero una carga eléctrica, por lo que comúnmente los polímeros orgánicos son llamados *polielectrolitos*. Estos productos tienen aplicaciones en el tratamiento de agua como coagulantes primarios, floculantes y acondicionadores de lodos (como deshidratadores). Cuando son usados como coagulantes primarios, no producen una gran cantidad de lodo, como sucede por ejemplo con el sulfato de aluminio (Hendricks, 2006).

Los polímeros se pueden clasificar de acuerdo al tipo de carga, el peso molecular, la densidad de carga, la estructura y la composición o sustancia activa. Sin embargo, y con fines prácticos, los polímeros se dividen básicamente en tres clases: catiónicos, aniónicos y no iónicos.

Los polímeros catiónicos tienen sitios cargados positivamente en su estructura y se encuentran comercialmente disponibles en una gran variedad de densidades de carga y pesos moleculares. Cabe señalar, que debido a que la mayoría de las partículas en aguas naturales poseen carga negativa en su superficie, los polímeros catiónicos son los más utilizados para la desestabilización de las partículas por neutralización de carga (Hendricks 2006; Pizzi, 2005; Montgomery, 1985).

Los polímeros aniónicos son aquellos que presentan sitios cargados negativamente y son fabricados con diferentes densidades de carga. Se utilizan principalmente para enlazar las partículas (ya desestabilizadas) y así aglomerarlas; las poliacrilamidas de alto peso molecular son frecuentemente utilizadas para este propósito (Hendricks, 2006; Pizzi, 2005).

Los polímeros no iónicos tienen carga nula, es decir, que poseen un balance entre sus sitios cargados negativamente y aquellos con carga positiva. Su función principal es crear puentes entre las partículas, ayudándolas a aglomerarse. Generalmente, este tipo de polímeros requieren de una dosis más alta para ser efectivos, en comparación con los polímeros catiónicos y aniónicos (Hendricks, 2006; Pizzi, 2005; Tillman, 1996).

Como una medida de la longitud del polímero puede utilizarse el peso molecular y este puede variar como lo muestra la Tabla 4.2 a continuación.

Tabla 4.2. Clasificación de los polímeros orgánicos por su peso molecular. Dosis y usos más frecuentes (Bache, 2007; Hendricks, 2006)

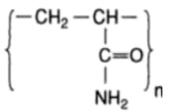
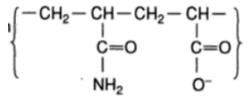
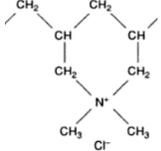
Clasificación	Peso Molecular (g/mol)	Densidad de Carga (%mol)	Dosis Recomendadas (mg/L)	Usos
Bajo	$10^4 - 10^5$	~10	0.5 - 10	Coagulante/Floculante
Medio	$10^5 - 10^6$	~25	0.5 - 10	Coagulante/Floculante
Alto	$10^6 - 5 \times 10^6$	50-100	0.1 - 1.0	Floculante/espesante de lodos
Muy Alto	$> 5 \times 10^6$		0.1 - 1.0	Floculante/espesante de lodos

Los polímeros catiónicos de bajo a medio peso molecular, se pueden utilizar como sustitutos de las sales de aluminio o hierro, es decir, como coagulantes primarios, funcionando

como neutralizadores de carga. Las dosis típicas se encuentran en el intervalo de 0.5 a 10 mg/L. Al igual que en el caso de las sales de aluminio y hierro, una sobredosis de estos polímeros puede causar la reestabilización de las partículas. Estos polímeros se aplican en la etapa de mezclado rápido y se comercializan como soluciones acuosas (Hendricks, 2006; Pizzi, 2005). En cambio, los polímeros que alto a muy alto peso molecular permiten la formación de enlaces entre los microfloculos, floculos y partículas macroscópicas, y son suministrados después del mezclado rápido. Estos polímeros pueden ser catiónicos, aniónicos o no iónicos, y funcionan incrementando el tamaño de los floculos y su resistencia. A menudo son llamados ayudantes de la coagulación. Las dosis pueden variar entre 0.1 y 1.0 mg/L. Debido a su alta viscosidad son comercializados como polvos o emulsiones (Hendricks, 2006). La Tabla 4.3 presenta las principales características de los polímeros orgánicos más comúnmente utilizados en el tratamiento de agua.

Tabla 4.3. Coagulantes orgánicos sintéticos usados en el tratamiento de agua y sus características

Hendricks, 2006; McEwen, 1997; Tillman, 1996; Montgomery, 1985

Tipo	Ejemplo	Peso Molecular (g/mol)	Influencia del pH en la carga	Dosis Típicas (mg/L)	Usos	Observaciones
No iónico	Poliacrilamida 	10^5 - 10^7	Muy fuerte; (0) a pH intermedio, (-) a pH alto, (+) a pH bajo	0.1 – 10	Floculante, ayudante de la filtración	Incrementa la resistencia de los flóculos, disponible en polvo o emulsión, uso común como ayudante de filtración
Aniónico	Poliacrilamida parcialmente hidrolizada 	10^4 - 10^7	Fuerte; ligeramente (-) a pH intermedio, (0) o ligeramente (+) a bajo pH	0.1 – 1.0	Floculante, ayudante de la filtración, acondicionador de lodo	Producido de la hidrólisis controlada de poliacrilamida, densidad de carga variable
Catiónico	Cloruro de polidialildimetilamonio (poliDADMAC) 	10^4 - 10^6	Ninguna	0.5 – 10	Coagulante, remoción de color/turbiedad, acondicionador de lodo	Uso más común como coagulante, se puede usar junto con coagulantes inorgánicos, resistente el cloro, disponible en forma líquida
Catiónico	Poliaminas $- [CH_2-CH_2-NH-]_n -$	10^4 - 10^7	Muy fuerte; (+) solo a pH bajo, (0) a pH alto	0.5 – 10	Coagulante y floculante	Poco usado como coagulante, reacciona con el cloro, la densidad de carga depende del pH

4.2.5 Remoción de algas por coagulación-floculación

Las algas son los organismos acuáticos más comunes en los océanos, lagos y ríos. Por ello, un rápido crecimiento de la población de algas en el agua puede provocar algunos problemas técnicos en las plantas potabilizadoras, además de otros problemas de tipo sanitario. Dentro de los problemas técnicos más importantes se encuentran: obstrucción de las rejillas a la entrada del tratamiento, incremento de la dosis de coagulante, reducción de las corridas de filtración e incremento en la demanda de agua para el retrolavado de los filtros, además de una mayor demanda de cloro para la destrucción de estos organismos. Por otro lado, los problemas sanitarios son los siguientes: formación de subproductos tóxicos en el proceso de desinfección, liberación de olores y sabores indeseables en el agua, promoción del crecimiento microbiano en los sistemas de distribución de agua potable, y en algunas especies, producción de toxinas por naturaleza (Knappe *et al.*, 2004). En este último caso, algunos tipos de algas (p. ej. las algas verde-azules) liberan al agua sustancias tóxicas para los humanos y otros organismos. Estas sustancias liberadas son neurotóxicas y hepatotóxicas en los humanos, es decir, afectan al sistema nervioso y al hígado, respectivamente.

Para la remoción de las algas del agua, se cuenta con tecnologías tales como la preoxidación y la coagulación-floculación, entre otras. La preoxidación (por ejemplo con cloro, dióxido de cloro u ozono) ha demostrado que puede inactivar a las algas en el agua, debido a que causa diversos efectos en estos microorganismos, tales como: afectación a la estructura interna y externa del alga, destrucción de los apéndices (en ciertos tipos de algas como *Chlorococum*) e impedimento del movimiento de los flagelos de estos organismos.

Entre los oxidantes que se utilizan para la eliminación de algas en el agua, el cloro es el más común, debido a su bajo costo y a su alta disponibilidad; sin embargo, su uso presenta ciertas desventajas, como la producción de subproductos de la desinfección (comúnmente abreviados por sus siglas en inglés DBP's) y la formación de cloraminas, las cuales pueden ser tóxicas para el sistema respiratorio y las mucosas (Kaydos-Daniels *et al.*, 2008; Chapleau y Pons, 2008; Carrasco y De Paz, 2000). Para superar estas desventajas, se pueden utilizar otros compuestos, como el dióxido de cloro (ClO₂), que además ofrece ventajas tales como: efectividad en un intervalo de pH más amplio (de pH 4 a 10) que el cloro, no reacciona con el amoníaco ni con otros compuestos nitrogenados, no otorga olor al agua, prácticamente no forma DBP's, tiene una mayor eficiencia en la inactivación de algas, bacterias y virus, y el tiempo de contacto que se requiere es menor (Sorlini y Collivignarelli, 2005; Sukenik *et al.*, 1987; Limoni, 1985; Mayack *et al.*, 1984).

Debido al daño que causan los preoxidantes a la membrana celular de las algas, éstas liberan tanto el material intracelular del alga, causante del mal olor y sabor en el agua, como las toxinas al agua. Además, la precloración de aguas con alto contenido de algas puede ser un precursor en la formación de subproductos de la desinfección (Shen *et al.* 2011; Fang, *et al.*, 2010; Abd *et al.*, 2009).

El proceso de coagulación, en contraste, no afecta la integridad de las algas, y debido a ello, no se provoca la liberación de los componentes causantes del olor y el sabor en el agua, ni de las toxinas intracelulares (Jiang y Kim, 2008). Sin embargo, se ha reportado que remover del agua ciertas especies de algas (p.ej. *cianofitas*) por coagulación y floculación es difícil, debido a su tamaño, baja densidad y su capacidad de flotar (Shi *et al.*, 2008). Por ejemplo, la especie *Microcystis aeruginosa* presenta vacuolas de gas que disminuyen su densidad y que le permiten flotar en el agua, aunado a las burbujas de oxígeno que se produce en la fotosíntesis que realizan

las algas. Esta capacidad de flotación impide la sedimentación de los flóculos formados en el proceso de coagulación-floculación, debido a que reduce su velocidad a la cual precipitan estos (Henderson *et al.*, 2008).

Se sabe, además, que la presencia de algas puede aumentar el valor del pH del agua, además de que estos microorganismos excretan polisacáridos que incrementan la demanda de coagulante (Briley y Knappe, 2002). Estas proteínas, que son producidas por algunos tipos de algas como *Microcystis aeruginosa*, tienen afinidad por los iones metálicos del coagulante y forman compuestos complejos con él, disminuyendo la eficacia del proceso de coagulación (Takaara *et al.*, 2007). Por otro lado, en 1959, Ives postuló que la concentración inicial de algas, su forma, su motilidad, su tamaño y la densidad de carga superficial determinan la cantidad requerida de coagulante para alcanzar la neutralización de la carga, y así una coagulación efectiva (Knappe *et al.*, 2004; Petruševski, 1996). Otro estudio determinó que existe una relación lineal entre la concentración de las algas y la dosis requerida de coagulante para neutralizar las cargas (Tenney *et al.*, 1969).

Existen numerosos estudios (Briley y Knappe, 2002; Jun *et al.* 2001; Petruševski, 1996; Tenney *et al.*, 1969) donde se ha evaluado la efectividad de las sales de metales trivalentes, polímeros inorgánicos y polímeros orgánicos para la coagulación de algas. El sulfato de aluminio y los PACl son los coagulantes comerciales que se utilizan más comúnmente en el tratamiento del agua. Sin embargo, hasta la fecha son pocos los estudios que comparan directamente el comportamiento del sulfato de aluminio y el de los PACl (Knappe *et al.*, 2004). Henderson *et al.* (2008) cita estudios donde se ha observado que, en general, la coagulación de algas usando el sulfato de aluminio alcanza remociones de más del 75%, independientemente de la especie de alga. Sin embargo, Jiang y Kim (2008) observaron que la remoción de *Microcystis aeruginosa sp.*, fue mayor con el policloruro de aluminio PAX-XL9 (alcanzando un 90% de remoción) debido a que presenta una mayor neutralización de la carga iónica de la alga comparada a la obtenida con el sulfato de aluminio (remoción del 75%), a las mismas dosis molares de ambos coagulantes.

En otros estudios, en los que se ha evaluado el uso de polielectrolitos para el tratamiento de agua con alto contenido de algas (especie *Chlorella sp.* con concentración de 6.8×10^6 células/mL), se obtuvo una remoción de hasta 85% (Henderson *et al.*, 2008; Knappe *et al.*, 2004; Jun *et al.*, 2001). Se ha reportado, además, que al usar un polímero catiónico junto con sulfato de aluminio se mejora la remoción del alga diatomea con forma de aguja *Synedra acus*, alcanzando entre 88% y 99%. En estos estudios se concluyó, por una parte, que el uso de un polímero catiónico mejoró la neutralización de la carga y el enlace entre partículas, incorporando las algas en el flóculo más eficientemente (Henderson *et al.*, 2008; Jun *et al.* 2001). Por otra parte, el uso de polímeros aniónicos o no iónicos no resultó en una mejora de la remoción del alga, debido a que ellos no permiten una neutralización de la carga superficial de las algas, al tener éstas una carga negativa.

4.2.6 Instalaciones utilizadas para coagulación-floculación

Los equipos empleados para el proceso de coagulación son comúnmente llamados tanques mezcladores rápidos. El propósito de los mezcladores rápidos es distribuir los químicos coagulantes lo más rápido posible en el agua, con el objetivo de desestabilizar las partículas coloidales presentes. Teórica y experimentalmente se ha demostrado que el contacto entre las partículas y el coagulante debe ocurrir cuando se ha llevado a cabo la reacción de hidrólisis del

coagulante. Esto sugiere que el coagulante se debe dispersar en el agua rápidamente durante unos cuantos segundos. Para lograr este objetivo se utilizan mezcladores rápidos que agiten el agua vigorosamente y el coagulante se adiciona en la zona de máxima turbulencia del agua.

Actualmente, existen diversos tipos de mezcladores rápidos, siendo los mecánicos y los hidráulicos los más comúnmente usados. Puede decirse que, en general, los mezcladores hidráulicos son menos costosos que los mecánicos, debido a que no tienen partes móviles y no requieren energía eléctrica. En los mezcladores hidráulicos el grado de turbulencia es función del caudal: a diferentes caudales se obtienen distintas eficiencias. Sin embargo, una ventaja de los mezcladores mecánicos es que tienen una mayor flexibilidad en las condiciones de mezclado y operación, al permitir ajustar la intensidad de mezclado. Por ello, los mezcladores mecánicos son los más utilizados tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo (Ratnayaka *et al.*, 2009; Vigneswaran, 1995).

Las siguientes ecuaciones muestran las relaciones existentes para calcular el gradiente de velocidad en cada tipo de mezclador (Dar Lin y Lee, 2007):

$$\text{Mezclador Mecánico: } G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \qquad \text{Mezclador Hidráulico: } G = \sqrt{\frac{Q\gamma H}{\mu V}}$$

Donde:

G = gradiente de velocidad promedio, s⁻¹

P = potencia requerida, ft-lb/s o N-m/s (W)

μ = viscosidad absoluta, lb-s/ft² ó N-s/m²

V = volumen del tanque, ft³ ó m³

Q = caudal, ft³/s

γ = peso específico del agua, 62.4 lb/ft³ ó 1000 kg/m³

H = pérdida de carga debida a fricción, ft o m

La Tabla 4.4 muestra algunos ejemplos de los mezcladores mecánicos e hidráulicos utilizados en el tratamiento de agua, así como los gradientes de velocidad típicos para estos tipos de mezcladores y las ventajas y desventajas que tiene cada tipo de mezclador.

Tabla 4.4. Comparación entre los diferentes tipos de mezcladores (Ratnayaka, 2009; Sincero y Sincero, 2003, HDR Engineering Inc., 2001; Twort *et al.*, 2000)

	Mezcladores Mecánicos	Mezcladores Hidráulicos
Ejemplos	Propelas, paletas, turbinas, hojas rectas, hojas curvas, disco ranurado	Salto hidráulico (canal Parshall), estáticos, medidores Venturi, presas
Gradientes de Velocidad Típicos, G (s⁻¹)	700 - 1000	1000 - 5000
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • No se ven afectados por las variaciones de flujo • Su funcionamiento es flexible y permite variar el gradiente de velocidad 	<ul style="list-style-type: none"> • No tiene partes móviles ni consume energía eléctrica • Requiere de poco mantenimiento • Menor costo de operación
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Se necesita mantenimiento y remplazo de las partes móviles que los forman • Se requiere de un suministro de energía eléctrica para su operación 	<ul style="list-style-type: none"> • Provoca caída de presión • La eficiencia de mezclado se ve afectada si se modifica el flujo de agua del diseño establecido

4.2.7 Prueba de jarras para evaluar la coagulación y floculación

A pesar de que cada vez se conoce aún más de la teoría y las reacciones químicas que ocurren en la coagulación y la floculación, siempre es necesario emplear una prueba práctica para la selección final de las condiciones del proceso. Principalmente se pueden dividir en dos tipos de pruebas prácticas: la prueba de jarras y la prueba en planta piloto. La prueba de jarras es útil cuando se requiere evaluar un gran número de condiciones y variables a pequeña escala y sin emplear altas cantidades de reactivos (Hendricks, 2006). Esta prueba es reconocida universalmente como la práctica más valiosa y común para simular en laboratorio el proceso de coagulación y floculación de la planta, debido a que es una prueba rápida, de bajo costo y de la cual se pueden obtener resultados fidedignos, por lo que se utiliza en muchas aplicaciones (Spellman, 2008; DeWolfe, 2003). Se ha utilizado para mejorar el desempeño o la expansión de las plantas de tratamiento ya construidas y en el diseño de nuevas plantas (AWWA, 2000; AWWA, 1990).

El objetivo de la prueba de jarras es simular, lo mejor posible, las condiciones deseadas en las instalaciones de coagulación – floculación. El procedimiento general para esta prueba consiste en una mezcla rápida, por alrededor de 10 segundos o menos, donde se agrega el coagulante, seguida de un periodo de mezcla lenta para simular la floculación, de 15 a 30 minutos. Los parámetros que pueden medirse como parte de la prueba son: turbiedad, sólidos suspendidos, materia orgánica natural (MON) cuantificada como carbón orgánico total (COT), volumen del lodo producido, entre otros (ASTM, 2003).

Existen diferentes metodologías propuestas para la realización de la prueba de jarras, sin embargo, debido a la cantidad de variables en la coagulación – floculación y a las diferentes calidades de agua que se pueden tener, la prueba de jarras seguirá siendo un método empírico y difícil de estandarizar (Hendricks, 2006; McEwen, 1997).

La prueba de jarras puede ser utilizada para lo siguiente: la selección del coagulante, selección de la dosis y concentración inicial del coagulante, selección del ayudante de coagulación (floculante), su concentración inicial y dosis, determinación del pH óptimo, determinación del tiempo de adición de los químicos para ajustar el pH y de los floculantes, optimización de la energía de mezclado y el tiempo para la mezcla rápida y la lenta, entre otros (Pizzi, 2005; AWWA; 2000; AWWA, 1990). La Figura 4.2 4.5 muestra el equipo clásico que se utiliza para la realización de la prueba de jarras. El aparato consiste, por lo general, de seis contenedores (comúnmente de 1 L de capacidad y cilíndricos), y en cada una se ubica un agitador (que puede ser de paleta, de barra magnética o hélice), sin embargo, las diferencias entre la capacidad de las jarras, su forma y el tipo de mezclador no tienen un impacto apreciable en el desempeño del aparato (Spallman, 2008; Bratby 2006; Hendricks, 2006; Wang, 2005). El equipo de prueba de jarras cuenta además con un controlador de la velocidad de agitación del agua, lo que puede ayudar a simular las condiciones de mezclado reales a escala de planta.

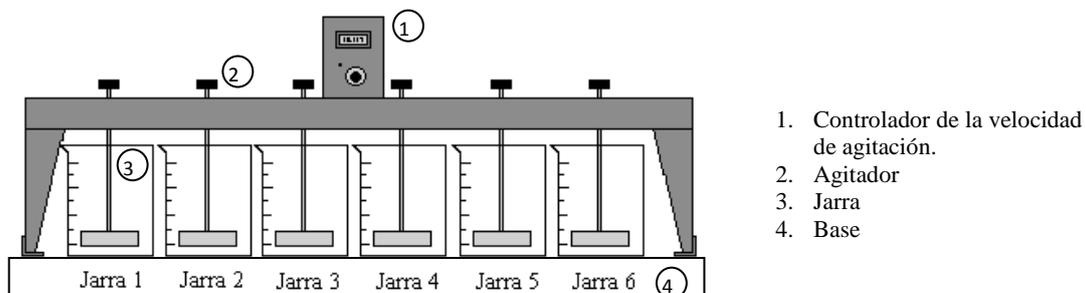


Figura 4.2. Equipo clásico para la realización de la prueba de jarras y sus componentes

5 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

El estudio experimental de las pruebas de coagulación-floculación y sedimentación de un agua de presa se dividió en dos etapas: época de lluvias y de estiaje. Para la época de lluvias se evaluaron 20 combinaciones de coagulante-floculante y para la de estiaje se evaluaron las cinco mejores combinaciones de la primera época. Además, para la mejor combinación de reactivos que funcionó en ambas épocas se evaluó la influencia de la preoxidación sobre la eficiencia de remoción de algas por estos compuestos químicos. A continuación se presentan los materiales, reactivos, diseño experimental, sistemas y técnicas experimentales y analíticas utilizadas en cada etapa.

5.1 Pruebas de jarras del proceso de coagulación-floculación en época de lluvias

5.1.1 Materiales y reactivos

5.1.1.1 Agua cruda utilizada en las pruebas

Las pruebas de coagulación-floculación se realizaron utilizando una mezcla de agua colectada en la presa Colorines y en el tanque de recepción de aguas crudas (TRAC) de la planta potabilizadora “Los Berros” (PPLB).

La presa seleccionada para realizar el muestreo del agua para la época de lluvias fue la de Colorines, debido a que ha presentado valores de turbiedad muy altos en los últimos cinco años. Además, es una de las tres presas que aportan mayor caudal a la PPLB y, es uno de los embalses más cercanos al Instituto de Ingeniería para el muestreo del agua. En la Figura 5.1 se presenta un diagrama con el procedimiento que se utilizó para preparar las mezclas de agua a tratar, haciendo un balance de materia con base en la turbiedad del agua muestreada.

Previamente a cada prueba del laboratorio, el agua cruda se caracterizaba midiendo los parámetros: pH, temperatura, turbiedad, color y sólidos suspendidos totales.

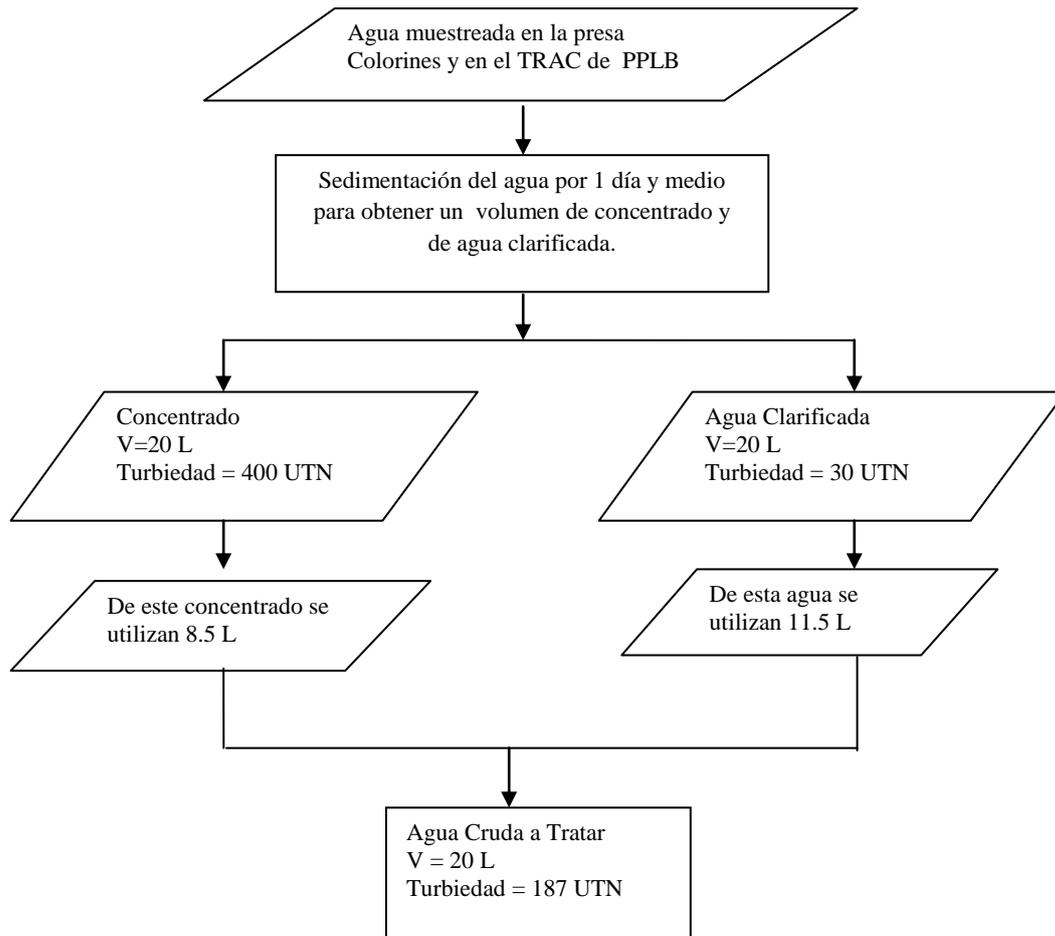


Figura 5.1. Procedimiento de preparación de una muestra de agua a utilizar en las pruebas de la época de lluvias, para conseguir una turbiedad de 187 UTN (ejemplo), a partir de agua muestreada en la presa de Colorines y del TRAC

5.1.1.2 Coagulantes y floculantes evaluados

Se contactaron a los principales proveedores de coagulantes y floculantes en México (en particular de PACl y polímeros orgánicos) para que enviaran al Instituto de Ingeniería los productos que a su consideración tendrían un buen desempeño en la coagulación y floculación del agua, con las características del influente de la PPLB.

Los productos utilizados en este estudio se preseleccionaron tomando como base el criterio de seguridad sanitaria de los productos utilizados. Las sustancias activas del producto debían estar aprobadas para su uso seguro en el tratamiento del agua potable. Es decir, debían presentar una certificación nacional (de acuerdo a normas mexicanas NMX) o internacional (emitido por NSF International), que asegurara que las sustancias químicas utilizadas no aportaran contaminantes al agua ni representaran riesgos para la salud humana (NMX-AA-130-SCFI-2006; NSF, 2004).

Los coagulantes que fueron preseleccionados están fabricados con sustancias activas diferentes, que pertenecen a la familia de los PACl. Cuatro de los coagulantes son sustancias

que no se han probado en la PPLB, pero que por sus características prometen ser eficientes en el proceso de coagulación y floculación. El quinto coagulante evaluado en este estudio fue el sulfato de aluminio libre de hierro, que hoy en día es empleado en la PPLB, por lo que se utilizó con la finalidad de comparar su desempeño con el de los otros cuatro nuevos productos. Cabe señalar que actualmente en la PPLB no se emplea ningún producto floculante junto con el sulfato de aluminio. Por ello, en este estudio, se preseleccionaron también floculantes, de tipo orgánico, formados por los compuestos más comúnmente utilizados en tratamiento de agua potable (Hendricks 2006), entre ellos las poliaminas, cloruros de polidialildimetilamonio (poliDADMAC), y las acrilamidas.

De todos los reactivos que fueron recibidos por parte de los proveedores contactados, se preseleccionaron los que se muestran en la Tabla 5.1 y en la Tabla 5.2.

Los productos mostrados en la tabla de coagulantes son PACI con diferencias en la sustancia activa con la cual están elaborados. Por ejemplo, dos de ellos son combinaciones de policloruro de aluminio y cloruro de poliDADMAC, mientras que los otros dos están compuestos solamente de policloruros de aluminio, con diferencia en el contenido de aluminio, en el de alúmina y en el porcentaje de basicidad con los cuales están elaborados. La tabla, además, muestra las dosis máximas (Uso Máx.) de los reactivos que pueden emplearse en el tratamiento de agua potable sin que estas produzcan efectos nocivos a la salud. Estos valores son proporcionados por la empresa NSF International, la cual certifica el uso seguro de las sustancias químicas en el tratamiento de agua potable (NSF, 2004).

Por otra parte, la tabla de los floculantes presenta compuestos de distintas sustancias activas, peso molecular y carácter iónico, que abarcan los compuestos que se utilizan más comúnmente en la potabilización del agua. Se presenta su concentración máxima permitida para su uso seguro en la potabilización de agua.

Tabla 5.1. Coagulantes seleccionados para realizar las pruebas en laboratorio

Productor	Nombre	Nombre Codificado	Sustancia Activa	Peso Molecular	Carácter iónico	Uso Máx., mg/L
SNF FLOERGER	Coagulante 1	HXDADMAC50	HIDRXCLAL poliDADMAC (50%) 70-80% BSC	Bajo	Catiónico (ADC)	167
SNF FLOERGER	Coagulante 2	HXDADMAC20	HIDRXCLAL poliDADMAC (20%) 70 -80% BSC	Bajo	Catiónico (ADC)	100
KEMIRA	Coagulante 3	HXCLORHID	HIDRXCLAL CLHDRAL 80% BSC	Bajo	Catiónico	250
SIDESA	Al ₂ (SO ₄) ₃ Libre de Fe	Al ₂ (SO ₄) ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃ 0.34% BSC	Bajo	Catiónico	150
SNF FLOERGER	Coagulante 4	PAC	PACI 60 – 70 % BSC	Bajo	Catiónico	150

HIDRXCLAL: Hidroxicloruro de Aluminio, PACI: Policloruro de Aluminio, poliDADMAC: Cloruro de polidialildimetilamonio, CLHDRAL: Clorhidrato de Aluminio, BSC: Basicidad, ADC: Alta densidad de carga

Tabla 5.2. Floculantes seleccionados para realizar las pruebas en laboratorio

Productor	Nombre	Nombre Codificado	Propiedades	Peso Molecular	Carácter iónico	Uso Máx., mg/L
KEMIRA	Floculante 1	P-AMIN-AC1	Poliamina	Alto	Catiónico (MDC)	20
KEMIRA	Floculante 2	P-DAD-MAC5	poliDADMAC	Muy Alto	Catiónico	25
KEMIRA	Floculante 3	P-AMIN-BC7	Poliamina	Bajo	Catiónico	20
SNF FLOERGER	Floculante 4	P-ACRIL-AN50	Poliacrilamida	Alto	Aniónico	1.0

poliDADMAC: Cloruro de polidialildimetilamonio, MDC: Mediana densidad de carga

5.1.2 Diseño experimental

5.1.2.1 Selección del intervalo de valores de turbiedad a evaluar

Para la época de lluvias se realizó un análisis de los datos de turbiedad y color reportados diariamente en la PPLB proporcionados de manera personal por parte de la CONAGUA (Ramírez, 2009), entre el periodo comprendido del año 2004 a mediados del 2008. Este análisis permitió determinar los valores mínimo y máximo de turbiedad en el influente que no permitieron que el agua en el efluente cumpliera con el límite que establece la norma de agua potable NOM-127-SSA1-1994 para turbiedad, el cual es de 5 UTN. Además, como criterio adicional de calidad del efluente se tomó en cuenta un valor de color de 5 UPtCo, el cual es un compromiso que tiene la PPLB para la entrega del agua, y representa la cuarta parte del límite que establece, para este parámetro, la norma de agua potable antes mencionada. Los valores que se seleccionaron después de este análisis de la información abarcaron el intervalo de turbiedad inicial de 53 UTN a 186.6 UTN en el influente de la PPLB. Las gráficas de los valores de estos parámetros se pueden consultar en el Anexo B.

5.1.2.2 Tipo de diseño, factores, niveles y tratamientos

El diseño experimental que se ocupó para realizar las pruebas de la época de lluvias fue de tipo factorial con dos niveles. Se empleó este tipo de diseño debido a que permite hacer experimentos con varios factores y conocer los efectos de cada uno de ellos sobre la respuesta, además de conocer los efectos de sus interacciones sobre esta última. Además, el diseño factorial también puede ser utilizado para la optimización de un proceso, mediante la Metodología de Superficie Respuesta (MSR) (Gutiérrez, 2008).

En este tipo de diseño se requieren dos valores de cada uno de los factores, que representen los niveles codificados como -1 y 1 (Gutiérrez, 2008; Rigas, 2003). Los factores que se emplearon en este diseño fueron tres (turbiedad inicial, dosis de coagulante y dosis de

floculante). A continuación, en la Tabla 5.3, se muestran los valores reales y los niveles codificados para los factores que se evaluaron en esta época.

Tabla 5.3 Niveles codificados y valores reales de las dosis de coagulantes, floculantes, y concentraciones de turbiedad utilizados en las pruebas de la época de lluvias

		Niveles Codificados	
		-1	1
		Valores Reales	
		mg/L	mg/L
Dosis de Coagulantes (mg/L)	HXDADMAC50	1.0	4.5
	Al₂(SO₄)₃	22.3	101.4
	PAC	4.0	18.0
	HXDADMAC20	1.0	4.5
	HXCLORHID	3.6	16.2
Dosis de Floculantes (mg/L)	P-AMIN-AC1	0.08	0.62
	P-DAD-MAC5	0.08	0.62
	P-AMIN-BC7	0.08	0.62
	P-ACRIL-NC50	0.03	0.27
Turbiedad (UTN)		53.0	186.6

El número total de pruebas realizadas se calculó utilizando la Ecuación 5.1, que corresponde a un diseño factorial de k factores con dos niveles (Gutiérrez, 2008; Rigas, 2003):

$$N_T = 2^k$$

Ecuación 5.1

Donde:

k = número de factores

2 = el número de niveles de cada factor

N_T = número de experimentos a realizar

Sustituyendo para tres factores ($k = 3$) se calcularon 8 experimentos para cada una de las 20 combinaciones de coagulante - floculante que se evaluaron. Cabe señalar que se realizó una réplica de cada prueba, resultando en total 16 pruebas para cada combinación de reactivos. Los valores de turbiedad se obtuvieron del análisis estadístico de los datos históricos de la calidad del agua en el influente de la PPLB (véase el capítulo de Antecedentes).

Los valores históricos de turbiedad y color en la PPBL ayudaron a determinar los niveles necesarios para el diseño de experimentos empleado en este estudio. Como valor mínimo para el parámetro turbiedad en el diseño de experimentos, se seleccionó el valor de 53 UTN, mientras que el valor máximo correspondió a 186.6 UTN. Estos valores se eligieron con la finalidad de cubrir un amplio intervalo de posibilidades para el valor de este parámetro y evaluar su remoción mediante pruebas en laboratorio. Los valores anteriores son los que más

frecuentemente se han reportaron en el influente de la PPLB y que ocasionaron problemas en el tratamiento en temporada de lluvias.

En el caso de los valores de las dosis, éstos fueron aquellos que los proveedores recomendaron para tratar los niveles de turbiedad evaluados en este trabajo.

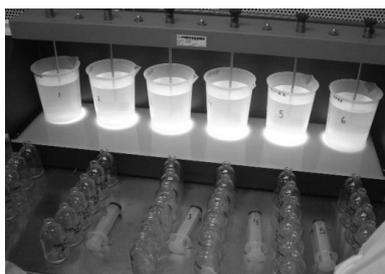
Posteriormente, se elaboraron las matrices de experimentos para cada combinación de reactivos, que sirvieron de guía para realizar cada uno de los tratamientos. En ellas se incluyeron los dos niveles del diseño de experimentos para cada uno de los factores a evaluar, combinados al azar en series de ocho tratamientos o pruebas. En la Tabla 5.4 se muestra un ejemplo de una matriz de experimentos, para la combinación del coagulante HXDAMAC50 con el floculante P-ACRIL-AN50. Las matrices experimentales se presentan en el ANEXO A.

Tabla 5.4 Ejemplo de matriz de experimentos de las pruebas de jarras para la combinación HXDAMAC50/ P-ACRIL-AN50

DISEÑO EXPERIMENTAL HXDAMAC50/ P-ACRIL-AN50						
Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.03	53.0	
1	4.5			0.27	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.27	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.03	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.27	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.03	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.03	53.0
6	1	1	1	4.5	0.27	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.03	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.27	53.0

5.1.3 Sistemas experimentales

Los equipos de prueba de jarras en laboratorio permiten controlar y conocer la velocidad o gradiente de agitación que se le imparte al agua. Los equipos utilizados en este estudio fueron de tipo estándar marca PHIPPS & BIRD, modelos PB 7790-400 USA y PB – 700 Jar Tester. La Fotografía 5.1 ilustra el equipo de prueba de jarras utilizado.



Fotografía 5.1 Equipo de prueba de jarras empleado en el laboratorio

La velocidad de agitación de las paletas (en rpm) en el equipo de prueba de jarras puede transformarse a unidades de gradientes de velocidad (s^{-1}) utilizando la Figura 5.2. La temperatura del agua cruda tratada en este estudio osciló entre 16 y 20 °C, por lo que, con base en la figura mencionada anteriormente, los valores de velocidad de paleta y los gradientes de velocidad se tomaron como equivalentes.

Cabe señalar que los gradientes de velocidad utilizados en las pruebas de coagulación-floculación en laboratorio fueron aquellos que están reportados en los manuales de diseño de la PPLB. Tales valores del gradiente de velocidad para la etapa de coagulación fueron de 300 (velocidad máxima del agitador), mientras que para las tres etapas de floculación se emplearon gradientes de 60, 45 y 30 s^{-1} .

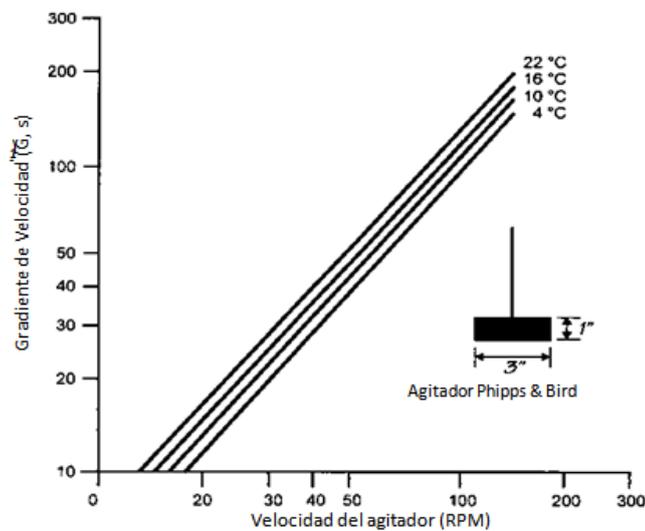


Figura 5.2. Relación entre el gradiente de velocidad aplicado, la velocidad de agitación de la paleta y la temperatura del agua (Wagner y Pinheiro, 2001)

Cada una de las seis jarras del equipo tiene una capacidad de 1L, tiene las dimensiones señaladas en la Figura 5.3 es cilíndrica y no presenta baffles. El punto del cual se muestreó el agua durante las pruebas, para la medición de parámetros, se encuentra a la mitad del nivel del agua en el recipiente, como puede observarse en la figura.

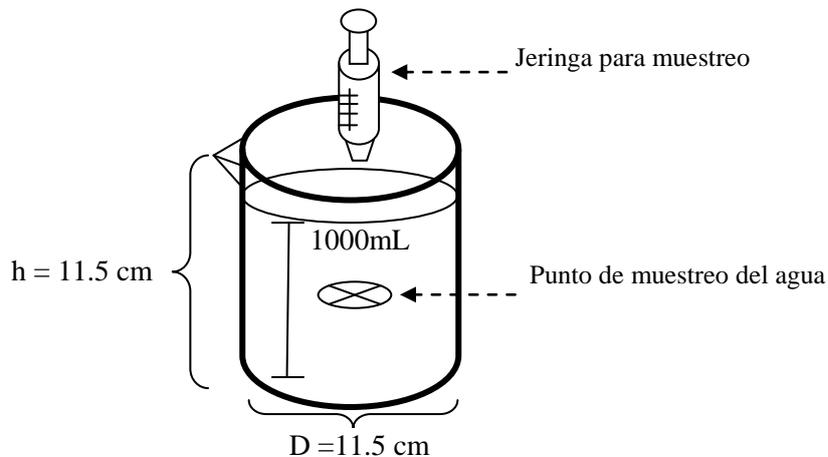


Figura 5.3. Dimensiones de las jarras utilizadas para coagulación – floculación y punto de muestreo del agua tratada

5.1.4 Técnicas experimentales

Actualmente se han propuesto distintos procedimientos para estandarizar la prueba de jarras. Como ejemplos se pueden mencionar las siguientes metodologías: ASTM D 2035 – 80 (ASTM, 2003), PHIPPS & BIRD (2009), la propuesta por el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental del Tecnológico de Virginia (Poland, 2009) y aquella elaborada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Wagner y Pinheiro, 2001). Esta última fue la que se utilizó en este trabajo, por su similitud con el proceso de clarificación de la PPLB.

La metodología general que se empleó para la realización de las pruebas de jarras se describe a continuación:

- 1) Realizar las mezclas de agua cruda para obtener el valor inicial de turbiedad de cada muestra, según lo indicado en la matriz de experimentos (véase el procedimiento en la Figura 5.1)
- 2) Tomar lectura de los parámetros iniciales del agua a tratar (pH, temperatura, turbiedad, SST y color)
- 3) Verter 1 L de agua cruda homogeneizada en cada una de las jarras del equipo y una vez colocadas todas las jarras encender el equipo
- 4) Agitar el agua ajustando el controlador de velocidad del equipo de jarras a 300 rpm, simulando la etapa de mezcla rápida
- 5) Adicionar el volumen correspondiente de coagulante para alcanzar la dosis requerida de acuerdo a la matriz de experimentos
- 6) Agitar la mezcla por 10 segundos más
- 7) Adicionar la correspondiente dosis de floculante
- 8) Después de haber agregado el floculante aplicar las velocidades de agitación y los tiempos señalados en la Tabla 5.5.

Tabla 5.5 Valores de tiempo y velocidad de agitación de las pruebas de jarras

Tiempo (min´ s´´)	Velocidad de agitación (rpm)
4´ 40´´	60
4´ 40´´	45
15´ 00´´	30

- 9) Ajustar el cronómetro a cero y contar a partir de este momento el tiempo de sedimentación
- 10) Tomar en cada jarra alícuota de 20 mL a la mitad del nivel del agua a los minutos 1, 2, 3, 5 y 10. Determinar la turbiedad de las muestras colectadas
- 11) Tomar una alícuota de 200 mL al minuto 60 de sedimentación y transferirla a un vial para determinar el contenido de sólidos suspendidos totales presentes en el agua tratada, así como los valores finales de color y turbiedad
- 12) Medir el pH y la temperatura en el agua que queda en cada jarra
- 13) Agitar el agua restante en las jarras 1 min más a 60 rpm para suspender nuevamente los flóculos
- 14) Transferir cuidadosamente el agua de cada jarra a un cono Imhoff evitando la ruptura de los flóculos
- 15) Después de 30 min de sedimentación en los conos Imhoff medir el volumen de lodos

Los datos obtenidos del laboratorio se registraron en el formato que muestra la Tabla 5.7. En este formato se anotaron las características del agua cruda, los reactivos y sus dosis empleadas en esa prueba, establecida por el diseño experimental. También se incluyó una tabla para anotar los valores de turbiedad de cada alícuota tomada a los tiempos 1, 2, 3, 5 y 10 min de sedimentación, que permitieron conocer la evolución de la turbiedad en el agua sedimentada. En la parte inferior de la tabla se registran los valores finales de los parámetros de calidad del agua tratada y el volumen de los lodos generados.

5.1.5 Técnicas analíticas

Las técnicas analíticas que se utilizaron en la determinación de los parámetros estudiados en las pruebas se enlistan a continuación en la Tabla 5.6 (APHA *et al.*, 2005; APHA *et al.*, 1995; HACH, 1998).

Tabla 5.6. Técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros fisicoquímicos

Parámetro, unidad de medida	Técnica	Materiales y Equipos
Sólidos Suspendedos Totales, mg/L	APHA <i>et al.</i>, 1995. 2540C	Filtro de fibra de vidrio Whatman GF/A de 55 mm Balanza analítica OHAUS™ Explorer
Turbiedad, UTN	APHA <i>et al.</i>, 1995. 2130B	Turbidímetro Turbiquant® 1000 IR de Merck™
Color, UPtCo	HACH Company, 1998. Método 8025	Espectrofotómetro HACH™ DR/2010
pH	APHA <i>et al.</i>, 2005 4500H+B	Equipo multiparámetro Orion 4 Star

Tabla 5.7. Hoja de registro para las pruebas de jarras en época de lluvias

Origen de la muestra	Los Berros	Volumen	1000	Fecha de muestreo		Fecha de ensayo		
AGUA CRUDA	Temperatura (°C)							
	Turbiedad (UTN)							
	Color Aparente (UPiCo)							
	Valor de pH							
	SST (mg/L)	F	F + M	SST (mg/L)				
	JARRA	1	2	3	4	5	6	
DOSIS (mg/L)	Coagulante							
	Floculante							
COAGULACIÓN	Velocidad V1 (rpm)	300	t, V1 (s)	10				
FLOCULACIÓN	Gradiente 1 G1 (rpm)	60	t, G1 (min,s)	4,40 ^{''}				
	Gradiente 2 G2 (rpm)	45	t, G2 (min,s)	4,40 ^{''}				
	Gradiente 3 G3 (rpm)	30	t, G3 (min)	15				
	JARRA	1	2	3	4	5	6	
CURVA DE SEDIMENTACIÓN	1ª muestra (1 min)							
	2ª muestra (2 min)							
	3ª muestra (3 min)							
	4ª muestra (5 min)							
	5ª muestra (10 min)							
PARÁMETROS FINALES	Volumen de lodos (mL)							
	Temperatura (°C)							
	Turbiedad (UTN)							
	Color (UPiCo)							
	Valor de pH							
	SST finales	F						
		F + M						
		SST(mg/L)						
Floculantes	F0	F1	F2	F3	F4	F5		
Nombre								

5.2 Pruebas de jarras del proceso de coagulación-floculación en época de estiaje

5.2.1 Materiales y reactivos

5.2.1.1 Agua cruda utilizada en las pruebas

El agua, utilizada para las pruebas de la época de estiaje, se muestreó en el TRAC de la PPLB y en la presa Valle de Bravo, lo que permitió alcanzar los valores de clorofila-a necesarios para los experimentos. Esta presa se eligió porque se ha reportado que presenta florecimientos temporales de algas (Mercado, 2007); además de que este embalse es uno de las que más caudal aporta a la PPLB. Las algas se cosecharon de la superficie del embalse, en lugares donde a simple vista se observaba una alta concentración de estos microorganismos. El volumen de agua colectado fue de 100 L.

El agua colectada se transportó al Instituto de Ingeniería, donde se midió el contenido de clorofila-a. El agua fue preservada a 4°C y al abrigo de la luz hasta utilizarla en las pruebas de laboratorio, como indica la técnica analítica correspondiente a la determinación de la concentración de clorofila-a que se presenta más adelante en este trabajo.

El agua cruda que se utilizó en las pruebas de jarras se preparó mediante el mezclado del agua colectada en la PPLB y del agua de la presa Valle de Bravo. Cabe señalar que se preparó un concentrado fitoplanctónico para la preparación de las mezclas de agua, tal concentrado se obtuvo sustrayendo el flotado de algas de las muestras de agua colectadas en la presa Valle de Bravo. El concentrado alcanzó una concentración promedio de 1000 µg/L de clorofila-a. La preparación del agua cruda para las pruebas se realizó con un procedimiento similar al de la época de lluvias (Figura 5.1), pero en este caso se efectuó el balance de materia utilizando la concentración de clorofila-a en µg/L.

La caracterización del agua cruda se realizó de manera previa a la ejecución de cada uno de los experimentos. Los parámetros iniciales que se midieron fueron: turbiedad, color, pH, temperatura y clorofila-a.

5.2.1.2 Coagulantes y floculantes evaluados

En las pruebas de coagulación – floculación para la remoción de algas se utilizaron las cinco combinaciones de coagulante y floculante que presentaron los mejores resultados en las pruebas de la época de lluvias. A continuación en la Tabla 5.8 se presentan las cinco combinaciones de reactivos con las que se realizaron las pruebas en la época de estiaje.

Tabla 5.8. Combinaciones de coagulantes y floculantes seleccionadas para las pruebas en época de estiaje

Coagulante	Floculante
HXDADMAC50	P-AMIN-AC1
HXDADMAC20	P-DAD-MAC5
HXCLORHID	P-AMIN-BC7
$Al_2(SO_4)_3$	P-AMIN-BC7
PAC	P-ACRIL-AN50

5.2.2 Diseño experimental

5.2.2.1 Selección del intervalo de valores de clorofila-a a evaluar

Para las pruebas de la época de estiaje se revisaron reportes de monitoreos biológicos que se realizaron en las presas Villa Victoria, Valle de Bravo y El Bosque, pertenecientes al sistema Cutzamala, entre los años 2002 y 2005 (véase el capítulo de antecedentes).

De acuerdo a la información obtenida, la concentración de clorofila-a en el agua de las principales presas que alimentan a la PPLB ha presentado valores entre 10 y 80 $\mu\text{g/L}$ en el periodo abarcado por los monitoreos. Debido a ello se utilizó este intervalo en las pruebas de coagulación-floculación en laboratorio para remoción de algas en la época de estiaje.

5.2.2.2 Tipo de diseño experimental, factores, niveles y tratamientos

El diseño experimental que se ocupó para realizar las pruebas de coagulación-floculación en laboratorio para esta época fue de tipo factorial con un punto central. Este tipo de diseño permite determinar la influencia que tiene uno o varios factores en la respuesta del proceso. El punto central puede ayudar a detectar una posible curvatura en la superficie de respuesta y a determinar si el modelo se ajusta correctamente a los datos experimentales (Anderson y Whitcomb, 2005; Martens, 2001). Para este diseño se requieren tres valores de cada factor, que representen los niveles -1, 1 y el punto central 0, (Gutiérrez, 2008; Rigas, 2003). A continuación, en la Tabla 5.9, se muestran los niveles reales correspondientes a cada nivel codificado para los factores estudiados (dosis de coagulante, dosis de floculante y concentración inicial de clorofila-a). Las combinaciones coagulante-floculante utilizadas en esta época fueron aquellas que obtuvieron las mejores calificaciones en la evaluación técnica y económica para la época de lluvias.

Las dosis de los reactivos empleadas en las pruebas se seleccionaron con base en las recomendaciones de los proveedores para la remoción de algas en el agua. Los valores de concentración de clorofila-a provienen de la revisión de los monitoreos biológicos realizados a los embalses principales del Sistema Cutzamala, como se describió anteriormente. Cabe resaltar que la concentración más alta de clorofila-a evaluada en este estudio fue superior a los datos reportados en la bibliografía consultada, por lo que no se contó con información previa acerca del tratamiento de agua con esa concentración de clorofila-a.

Tabla 5.9. Niveles codificados y reales de las dosis de coagulantes (C), floculantes (F), y de las concentraciones de clorofila-a utilizadas en las pruebas de la época de estiaje

		Niveles Codificados		
		-1	0	1
Factores		Niveles Reales		
Clorofila ($\mu\text{g/L}$)		10	45	80
Dosis de reactivos (mg/L)	HXDADMAC50 (C)	1.0	3.0	5.0
	P-AMIN-AC1 (F)	0.1	0.3	0.5
	HXDADMAC20 (C)	1.0	5.5	10
	P-DAD-MAC5 (F)	0.1	0.4	0.7
	PAC (C)	1.0	10.5	20
	P-ACRIL-AN50 (F)	0.1	0.3	0.5
	HXCLORHID (C)	1.8	9.9	18
	P-AMIN-BC7 (F)	0.1	0.4	0.7
	Al ₂ (SO ₄) ₃ (C)	11.25	61.87	112.5
	P-DAD-MAC5 (F)	0.1	0.4	0.7

El número de pruebas a realizar (N_T) para este tipo de diseño experimental se calculó utilizando la Ecuación 5.1 para $k = 3$ (por los tres factores evaluados), agregando además un punto central. De esta manera, para cada combinación de reactivos, se realizaron 9 tratamientos diferentes, agregando una réplica de cada uno, lo que da un total de 18 experimentos por pareja coagulante-floculante.

En la Tabla 5.10 se muestra como ejemplo la matriz de experimentos para la combinación HXDADMAC50/P-AMIN-AC1, que se utilizó para realizar las pruebas en la época de estiaje con ese par de reactivos. En ella se presentan los niveles codificados y reales de los tres factores (dosis de coagulante, dosis de floculante y concentración de clorofila-a) en cada uno de los experimentos realizados con esa pareja de reactivos. Las dosis de los coagulantes y floculantes que se utilizaron se seleccionaron con base en las recomendaciones (para remoción de algas) proporcionadas por los proveedores. Las dosis de los reactivos son ligeramente mayores a aquellas que se utilizaron en los pruebas para la época de lluvias. Las matrices de experimentos restantes se encuentran en el ANEXO A, en el apartado correspondiente a la época de estiaje.

Tabla 5.10 Matriz de experimentos de las pruebas de jarras para la combinación HXDADMAC50/P-AMIN-AC1 en época de estiaje (Ejemplo)

DISEÑO EXPERIMENTAL HXDADMAC50/P-AMIN-AC1						
Valor codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)	
-1	1.0			0.1	10	
0	3			0.3	45	
1	5			0.5	80	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Clorofila	Coagulante	Floculante	Clorofila µg/L	Coagulante, mg/L	Floculante mg/L
1	1	-1	-1	80	1.0	0.1
2	-1	1	1	10	5	0.5
3	1	1	-1	80	5	0.1
4	0	0	0	45	3	0.3
5	-1	-1	-1	10	1.0	0.1
6	1	-1	1	80	1.0	0.5
7	1	1	1	80	5	0.5
8	-1	1	-1	10	5	0.1
9	0	0	0	45	3	0.3

5.2.3 Sistemas experimentales

Para la realización de las pruebas de remoción de algas, se utilizó el mismo modelo de equipo de prueba de jarras y los mismos recipientes (jarras) que fueron empleados en las pruebas de la época de lluvias.

5.2.4 Técnicas experimentales

La metodología que se siguió para realizar las pruebas de jarras para la coagulación y floculación del agua fue la misma que se ocupó en las pruebas de la época de lluvias, es decir, aquella que recomienda la OMS (Wagner, 2001). Por ser un método donde se aplican tres etapas de floculación, en las que a lo largo de cada una se va disminuyendo el gradiente de agitación, tal como ocurre en la PPLB. Los gradientes de velocidad utilizados en las pruebas y los tiempos de agitación fueron iguales a los empleados en la época de lluvias.

La principal variante para las pruebas en época de estiaje fue que en estas pruebas se determinó indirectamente la concentración de clorofila-a, midiendo absorbancias a longitudes de onda específicas de un extracto fitoplanctónico. Además, como prueba adicional a la determinación de clorofila-a, se enviaron a analizar algunas muestras de agua cruda y tratada a un laboratorio especializado, para la identificación de las especies de algas mayoritarias en esas muestras. Esto se realizó con el objetivo de contar con mayores herramientas que permitan explicar los resultados de remoción de las algas en el agua del influente de la PPLB. Las muestras de agua tratada que se enviaron fueron aquellas donde se observó la mayor remoción de algas, con el objetivo de observar cuáles especies de algas son las que logran subsistir al tratamiento.

5.2.5 Técnicas analíticas

Las técnicas analíticas que se utilizaron en la determinación de los parámetros estudiados en las pruebas se enlistan a continuación en la Tabla 5.11 (APHA *et al.*, 2005; APHA *et al.*, 1995; HACH, 1998; EPA, 1997).

Tabla 5.11. Técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros fisicoquímicos

Parámetro	Técnica	Materiales y Equipos
Turbiedad, UTN	APHA <i>et al.</i> , 1995 2130B	Turbidímetro Turbiquant® 1000 IR de Merck™
Color, UPt-Co	HACH Company, 1998. Método 8025	Espectrofotómetro HACH™ DR/2010
pH	APHA <i>et al.</i> , 2005 4500H+B	Equipo multiparámetro Orion 4 Star
Clorofila-a, µg/L	EPA, 1997 Método 446.0	Filtro de fibra de vidrio Whatman GF/F de 55 mm Espectrofotómetro HACH™ DR/2010

El contenido de clorofila-a en el agua se midió de acuerdo a la técnica desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) en 1997 debido a que no se encontró ninguna técnica mexicana para extracción y cuantificación de clorofila-a.

La técnica de extracción y cuantificación de clorofila-a que se utilizó se basa en el Método 446.0 de la USEPA, el cual tiene por nombre, traducido al español, *Determinación In Vitro de las Clorofilas a, b, c1 + c2 y Feopigmentos en Algas Marinas y de Agua Superficial por Espectrofotometría Visible* (USEPA, 1997). Este método plantea un procedimiento para determinar, de manera indirecta, la concentración de clorofila-a en muestras de agua utilizando espectrofotometría visible. El procedimiento se describe a continuación:

El agua a analizar se recolecta en recipientes que permitan proteger la muestra de la luz. Se recomienda realizar el análisis en un lapso no mayor a 24 horas (o bien, se puede conservar el líquido en refrigeración a una temperatura de 4°C y en ausencia de luz). La preparación de las muestras de agua con contenido de algas a ser analizadas se describe a continuación:

1. Homogeneizar la muestra de agua mediante agitación manual. Para realizar la medición en agua cruda se requiere un volumen de 100 mL y en el caso de agua clarificada de 200 mL
2. Instalar el dispositivo de filtración como se muestra en la Fotografía 5.2, utilizando filtros Whatman GF/F 55 mm y conectando el matraz Kitasato al vacío
3. Filtrar el volumen de la muestra, observando que el líquido se vierta poco a poco en el centro del filtro, procurando que el contenido de algas se concentre en un solo punto, evitando que se disperse en todo el área filtrante
4. Recortar el área del filtro que contiene algas y, posteriormente, cortar dicha área en trozos pequeños
5. Colocar los trozos dentro de un tubo de ensaye que haya sido envuelto previamente en papel aluminio
6. Agregar al tubo que tiene el filtro 3.5 mL de una solución de acetona al 90% v/v
7. Con una varilla de vidrio triturar el papel filtro, hasta deshacerlo lo mejor posible

8. Agregar 3.5 mL más de solución de acetona y agitar la muestra en un vórtex durante 1 minuto
9. Lavar la varilla de vidrio usada para la trituration con 3.5 mL de solución de acetona, con la finalidad de arrastrar el filtro que quedó adherido a la varilla. Se debe asegurar que la solución de lavado con los restos de filtro caiga dentro del tubo de ensaye
10. Agitar la muestra nuevamente en un vórtex por 1 min
11. Guardar el tubo con muestra por un lapso de 10 a 20 horas en oscuridad a 4 °C y agitar de 2 a 3 veces durante este periodo
12. Transcurrido el tiempo de maceración, centrifugar la muestra durante 20 minutos a 2500 rpm con el objetivo de separar el papel filtro de la solución de acetona que contiene la clorofila-a extraída



Fotografía 5.2. Dispositivo de filtración para extracción y cuantificación de clorofila-a

Cuantificación de Clorofila-a

1. Transferir el sobrenadante obtenido después de la centrifugación de la muestra a una celda de 1 cm de trayectoria óptica
2. Utilizar la solución de acetona al 90% como blanco para ajustar el equipo
3. Leer la absorbancia (Abs) del sobrenadante de las muestras a las longitudes de onda de 664, 647, 630 y 750nm, que corresponden a las clorofilas a, b, c_1+c_2 y a la turbiedad del agua, respectivamente
4. Medir el volumen del sobrenadante o extracto utilizado

Cálculo de la Concentración de Clorofila-a

La concentración de la clorofila-a se determina mediante la siguiente ecuación:

$$Ca = 11.85(Abs_{664}) - 1.54(Abs_{647}) - 0.08(Abs_{630}) \quad \text{Ecuación 5.2}$$

Donde:

Ca = concentración de clorofila-a en el sobrenadante (mg/L)

Abs₆₆₄ = absorbancia a 664 nm menos la absorbancia a 750 nm

Abs₆₄₇ = absorbancia a 647 nm menos la absorbancia a 750 nm

Abs_{630} = absorbancia a 630 nm menos la absorbancia a 750 nm

Nota: restarle la absorbancia de 750 nm a la lectura de las demás absorbancias ayuda a reducir efectos en las mediciones atribuidos a la turbiedad del agua.

La concentración real del pigmento en la muestra de agua analizada, se calcula con la siguiente expresión:

$$\text{Clorofila } a = \frac{1000 \cdot Ca \cdot VE \cdot FD}{VMF \cdot LC} \quad \text{Ecuación 5.3}$$

Donde,

Clorofila a: Concentración de clorofila-a en la muestra ($\mu\text{g/L}$)

Ca: concentración parcial de clorofila-a (mg/L)

VE: volumen del extracto o sobrenadante (mL)

VMF: volumen filtrado (mL)

LC: longitud de la celda (cm)

FD: factor de dilución, 1 en caso de no se haya diluido el sobrenadante

5.3 Pruebas de preoxidación del proceso de coagulación-floculación para mejorar la remoción de algas, color y turbiedad del agua en época de estiaje

5.3.1 Materiales y reactivos

5.3.1.1 Agua cruda utilizada en las pruebas

El agua utilizada en esta etapa del estudio se obtuvo mediante un muestreo en la presa Valle de Bravo y en el TRAC de la PPLB. El agua cruda que se utilizó en las pruebas de preoxidación se preparó de forma similar a aquella utilizada en las pruebas de la época de estiaje, es decir, haciendo mezclas del agua muestreada en la PPLB y en la presa Valle de Bravo. Para cada concentración de clorofila-a deseada se realizó un balance de materia, en una forma similar a la que se observa en la Figura 5.1, sólo que en vez de turbiedad se utilizó la concentración de clorofila-a, en $\mu\text{g/L}$, para realizar los cálculos del balance de materia.

5.3.1.2 Coagulantes y floculantes evaluados

Para las pruebas de esta etapa del estudio se utilizó la combinación de coagulante y floculante que mejor desempeño mostró tanto en la época de lluvia como de estiaje.

Las dosis de coagulante que se emplearon en estas pruebas abarcaron un intervalo más amplio con respecto a las etapas anteriores de este estudio, con el objetivo mejorar la remoción de las algas respecto a los resultados obtenidos en la época de estiaje.

5.3.1.3 Preoxidantes evaluados

Las pruebas de preoxidación se realizaron utilizando los preoxidantes hipoclorito de sodio (NaClO) y dióxido de cloro (ClO₂).

Se utilizó la solución comercial de hipoclorito de sodio de marca CLORALEX^{MR}, cuya concentración reportada es de 5.3% peso/volumen de NaClO. La concentración de cloro libre medida en laboratorio resultó ser de 7.7% peso/volumen. Con esta información, se preparó una solución inicial con concentración de cloro libre de 0.77 g/L y de ésta se dosificaron las cantidades necesarias para alcanzar las dosis correspondientes en cada uno de los experimentos.

Por otra parte, la solución de ClO₂ que se utilizó en las pruebas fue preparada con reactivos especializados de la marca TwinOxide®, proporcionados por la empresa *Deutsche Química*. Dichos reactivos producen una solución con una concentración de 0.3 % peso/volumen de ClO₂. De acuerdo con esta información, se preparó una solución inicial con concentración de 0.42 g/L, de la cual se tomaron los volúmenes necesarios que permitieran obtener las dosis de preoxidante correspondientes en cada una de las pruebas a realizar.

5.3.2 Diseño experimental

5.3.2.1 Selección del intervalo de valores de clorofila-a a evaluar

Las pruebas de preoxidación del agua se realizaron utilizando el mismo intervalo de concentraciones de clorofila-a que se utilizó en las pruebas de la época de estiaje, es decir, de 10 a 80 µg/L, debido a que estas concentraciones son las que se han reportado en los últimos años en los principales embalses del Sistema Cutzamala, como se describió anteriormente en este trabajo.

5.3.2.2 Tipo de diseño experimental, factores, niveles y tratamientos

El diseño experimental que se utilizó para las pruebas de preoxidación del agua fue el Diseño Central Compuesto (DCC), debido a que este diseño permite encontrar las mejores condiciones para llevar a cabo un proceso. Este tipo de diseño es más completo que el diseño factorial y permite observar los efectos principales de cada factor y sus interacciones simples y dobles (por ejemplo, la interacción doble del factor x_i^2). Se requieren cinco niveles para cada uno de los factores, debido a que el DCC se compone de tres elementos: un diseño factorial completo, un diseño tipo axial o estrella y un punto central (véase Figura 5.4, los puntos de tono claro representan el diseño tipo estrella y los puntos de tono oscuro representan al diseño factorial y en medio al punto central). Es debido a esto, que se eligen dos valores para cada factor, que representen los niveles 1 y -1 (que conforman el diseño factorial), y tres valores restantes que corresponden al punto central y al diseño tipo estrella ($+\alpha$ y $-\alpha$) que, para un diseño de cuatro factores y dos niveles, los puntos del diseño estrella o axial adquieren un valor codificado de -1.48 y +1.48 (Gutiérrez, 2008). Los factores utilizados en esta etapa del estudio fueron cuatro: dosis de coagulante, dosis de floculante, dosis de preoxidante y concentración de clorofila-a.

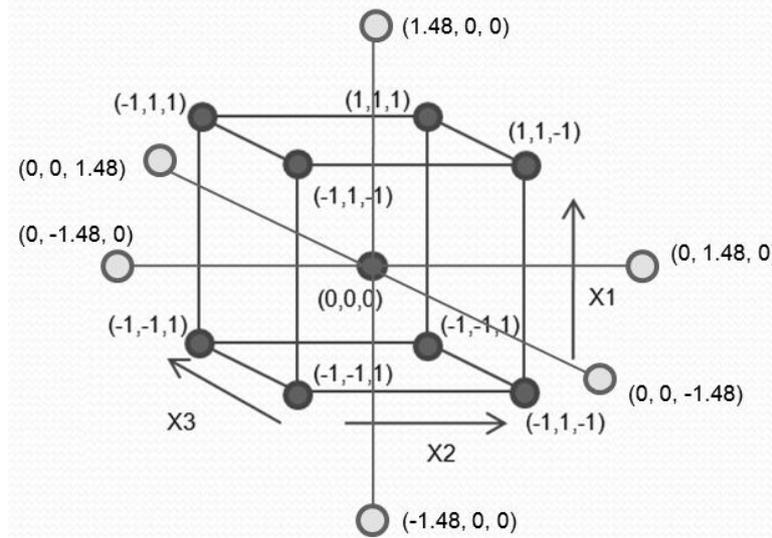


Figura 5.4. Diseño central compuesto (DCC)

Las dosis de coagulante que se utilizaron abarcaron un intervalo más amplio con respecto a las etapas anteriores del estudio, en un esfuerzo de mejorar la remoción de las algas en el agua. Por otra parte, las dosis de floculante permanecieron iguales a las utilizadas en la época de estiaje, al observar en los resultados de las épocas anteriores que es factor que no influye de manera significativa en el proceso. En cuanto a las dosis de preoxidantes, éstas se establecieron de acuerdo a lo reportado en la mayoría de los reportes de la literatura consultada. A continuación, en la Tabla 5.12 se presentan los valores que se asignaron a los niveles de los factores de este diseño experimental.

Tabla 5.12. Niveles codificados y reales de las dosis de coagulante, floculante, preoxidantes y concentraciones de clorofila-a utilizadas en las pruebas de preoxidación

		Niveles codificados				
		-1.48	-1	0	1	1.48
Factores		Niveles reales				
Concentración de Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)		10	21	45	69	80
Dosis (mg/L)	HXDADMAC50	5	12.3	27.5	42.7	50
	P-AMIN-AC1	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5
	Ión hipoclorito Cl (mg/L)	0	0.8	2.5	4.2	5
	ClO ₂ (mg/L)	0	0.8	2.5	4.2	5

El número total de pruebas realizadas se calculó utilizando la Ecuación 5.4 que corresponde a un diseño central compuesto de dos niveles (Hinkelmann y Kempthorne, 2007; McKellar, 2004):

$$N_T = 2^k + 2k + nc$$

Donde:

N_T = número de experimentos a realizar

k = número de factores

2 = el número de niveles de cada factor

nc = el número de réplicas en el punto central

Substituyendo para $k = 4$ y $nc = 2$ se obtuvieron 26 experimentos para cada preoxidante que se evaluó, y añadiendo una réplica de cada prueba, resulta un total de 52 pruebas por preoxidante.

Posteriormente, se elaboraron las matrices de experimentos para cada preoxidante, que sirvieron de guía para realizar cada uno de los tratamientos. En ellas se incluyeron los cinco niveles del diseño de experimentos para cada uno de los factores a evaluar, combinados al azar en series de 26 experimentos. En la Tabla 5.13 se muestra un ejemplo de una matriz de experimentos para la combinación del coagulante HXDADMAC50 con el floculante P-AMIN-AC1 y el preoxidante Cl.

5.3.3 Sistemas experimentales

En las pruebas de preoxidación, para la etapa de coagulación y floculación, se utilizaron los mismos equipos de prueba de jarras y tipos de recipientes que en las pruebas de las épocas de lluvia y de estiaje.

5.3.4 Técnicas experimentales

La metodología de la prueba de jarras para la coagulación y floculación del agua fue similar a la utilizada en la época de lluvias y época de estiaje, es decir, aquella que recomienda la OMS (Wagner, 2001). La única variación que puede mencionarse fue la adición de la dosis de preoxidante, ya sea Cl o ClO₂, 30 segundos con agitación a 60 rpm (para impedir la sedimentación de partículas) antes de agregar el coagulante y de la etapa de mezcla rápida, de forma semejante al proceso de tratamiento de la PPLB.

5.3.5 Técnicas analíticas

Los parámetros pH, turbiedad, y color fueron medidos utilizando las mismas técnicas analíticas que se emplearon en la época de estiaje (Sabater, 2009; APHA *et al.*, 2005; APHA *et al.*, 1995; HACH, 1998).

La técnica de extracción y cuantificación de la clorofila-a que se utilizó en esta etapa se basa en aquella que recomienda la USEPA en 1997. Sin embargo, una nueva propuesta por Sabater en 2009 se llevó a cabo para mejorar la extracción del pigmento. La propuesta incluye modificar la forma de macerar las muestras, debido a que en esta técnica se sugiere almacenar el filtro completo en el tubo de ensaye cubierto de aluminio, y no cortado en trozos pequeños como en el procedimiento original, por 8 a 12 h. Con ella se minimiza la pérdida de clorofila-a en el líquido que pudiera quedar adherido a las tijeras al momento de cortar el filtro. Otro

cambio fue el volumen de solución de acetona ocupado, ya que se utilizan dos adiciones de 10 mL cada una, una antes de iniciar el tiempo de maceración del filtro y otra al finalizar dicho periodo, con el objetivo de aumentar la extracción del pigmento. Cabe señalar que en esta técnica también se sugiere sustituir la centrifugación final de las muestras, por una segunda filtración a través de un Swinnex, minimizando así el tiempo de separación del sobrenadante en cada uno de los análisis.

Tabla 5.13 Matriz de experimentos de las pruebas de jarras para la combinación HXDADMAC50/P-AMIN-AC1 y el preoxidante ión hipoclorito (Ejemplo)

Nivel codificado	-1.48	-1	0	1	1.48			
Clorofila-a (µg/L)	10	21	45	69	80			
HXDADMAC50 (mg/L)	5	12.3	27.5	42.7	50			
P-AMIN-AC1 (mg/L)	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5			
NaClO (mg/L)	0	0.8	2.5	4.2	5			
Prueba	Niveles Codificados				Niveles Reales			
	Coag (mg/L)	Floc (mg/L)	Cla (µg/L)	Preox (mg/L)	Coag (mg/L)	Floc (mg/L)	Cla (µg/L)	Preox (mg/L)
1	1	1	-1	-1	42.7	0.4	21	0.8
2	-1.48	0	0	0	5	0.3	45	2.5
3	0	0	-1.48	0	27.5	0.3	10	2.5
4	1	1	1	-1	42.7	0.4	69	0.8
5	0	0	0	1.48	27.5	0.3	45	5
6	1	-1	-1	-1	42.7	0.2	21	0.8
7	0	0	0	-1.48	27.5	0.3	45	0
8	-1	-1	1	-1	12.3	0.2	69	0.8
9	0	0	0	0	27.5	0.3	45	2.5
10	1.48	0	0	0	50	0.3	45	2.5
11	-1	1	1	-1	12.3	0.4	69	0.8
12	-1	-1	-1	-1	12.3	0.2	21	0.8
13	1	1	1	1	42.7	0.4	69	4.2
14	0	1.48	0	0	27.5	0.5	45	2.5
15	1	-1	1	1	42.7	0.2	69	4.2
16	0	0	1.48	0	27.5	0.3	80	2.5
17	-1	1	1	1	12.3	0.4	69	4.2
18	0	0	0	0	27.5	0.3	45	2.5
19	-1	-1	1	1	12.3	0.2	69	4.2
20	-1	1	-1	1	12.3	0.4	21	4.2
21	0	-1.48	0	0	27.5	0.1	45	2.5
22	1	-1	-1	1	42.7	0.2	21	4.2
23	1	1	-1	1	42.7	0.4	21	4.2
24	1	-1	1	-1	42.7	0.2	69	0.8
25	-1	1	-1	-1	12.3	0.4	21	0.8
26	-1	-1	-1	1	12.3	0.2	21	4.2

Acotaciones a la Tabla 5.13: Coag: Dosis de Coagulante; Floc: Dosis de Floculante; Preox: Dosis de Preoxidante y Cla: Concentración de clorofila-a

6 RESULTADOS

6.1 Pruebas de jarras del proceso de coagulación-floculación en época de lluvias

6.1.1 Análisis cualitativo de resultados

De acuerdo a la metodología utilizada para realizar las pruebas de jarras (Wagner, 2001), se midió la turbiedad del agua tratada en cada uno de los experimentos, a diferentes tiempos de sedimentación (1, 2, 3, 5 y 10 min). Estos datos permitieron elaborar gráficas de la evolución de la turbiedad en el agua tratada en función del tiempo de sedimentación. Algunos ejemplos de estas gráficas se muestran en la Figura 6.1 y Figura 6.2, que son pruebas realizadas con los coagulantes PAC y $Al_2(SO_4)_3$, respectivamente. En el título de las gráficas se presenta el nombre del coagulante utilizado, el número de prueba y, entre paréntesis, los valores codificados para la dosis de coagulante, la dosis de floculante y la turbiedad inicial, respectivamente (los valores reales y codificados de las dosis de reactivos y los valores de turbiedad utilizados pueden verse en la Tabla 6.1).

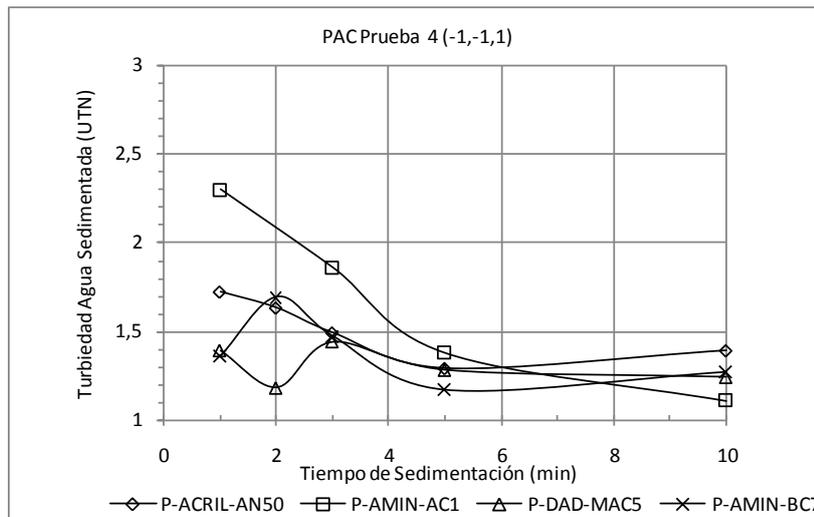


Figura 6.1. Evolución de la turbiedad del agua sedimentada para el coagulante PAC y los floculantes P-ACRIL-AN50, P-AMIN-AC1, P-DAD-MAC5 y P-AMIN-BC7. Turbiedad Inicial: 186.6 UTN

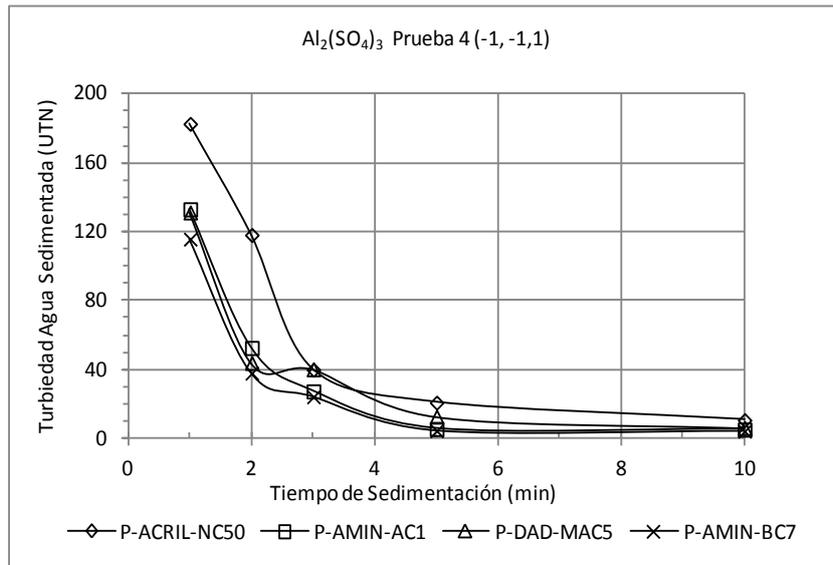


Figura 6.2. Evolución de la turbiedad del agua sedimentada el coagulante Al₂(SO₄)₃ y los floculantes P-ACRIL-AN50, P-AMIN-AC1, P-DAD-MAC5 y P-AMIN-BC7. Turbiedad Inicial: 186.6 UTN

Estas gráficas muestran el comportamiento de estos dos tipos de coagulantes en las pruebas en las que se aplicaron las dosis más bajas y el valor de turbiedad inicial más alta. Las gráficas elaboradas para las demás combinaciones de reactivos y condiciones experimentales se pueden consultar en el ANEXO B.

Tabla 6.1. Niveles (codificados y reales) de las dosis de coagulantes, floculantes, y concentraciones de turbiedad utilizados en las pruebas de la época de lluvias

		Niveles Codificados	
		-1	1
		Niveles Reales	
Dosis		mg/L	mg/L
Coagulantes (mg/L)	HXDADMAC50	1.0	4.5
	Al ₂ (SO ₄) ₃	22.3	101.4
	PAC	4.0	18.0
	HXDADMAC20	1.0	4.5
	HXCLORHID	3.6	16.2
Floculantes (mg/L)	P-AMIN-AC1	0.08	0.62
	P-DAD-MAC5	0.08	0.62
	P-AMIN-BC7	0.08	0.62
	P-ACRIL-NC50	0.03	0.27
Turbiedad (UTN)		53.0	186.6

Las gráficas de la evolución de turbiedad residual, que anteriormente se mostraron, son un ejemplo del comportamiento general observado en las pruebas. Se puede notar que en el

equilibrio, ambos reactivos con cuatro floculantes, permitieron alcanzar un valor inferior a 5 UTN o límite permisible de la NOM-127-SSA1-1994. Sin embargo, la velocidad de sedimentación fue más rápida cuando se utiliza el coagulante PAC, comparada con la del $Al_2(SO_4)_3$. De manera general, los nuevos coagulantes lograron disminuir la turbiedad, en un tiempo más corto que aquel que se requirió al utilizar el sulfato de aluminio. Tal comportamiento coincide con lo reportado en la literatura (Zouboulis *et al.*, 2008; Bratby, 2006; Duan y Gregory, 2003), y esto sucede porque los PACI presentan una cinética de reacción más rápida que el sulfato de aluminio, debido a que los primeros están fabricados de tal manera que las especies positivas que se liberan de su hidrólisis, las cuales puedan ser mono y poliméricas, no dependan de las condiciones del proceso, como sucede con el sulfato de aluminio, cuyas especies de hidrólisis están en función del pH y la temperatura y generalmente son monoméricas. Por lo anterior, los PACI pueden formar en menor tiempo, flóculos más resistentes y compactos que aquellos que se forman al utilizar el sulfato de aluminio.

Los policloruros de aluminio y los polímeros floculantes ofrecen la ventaja de poder utilizarlos en dosis bajas para llevar a cabo la coagulación y la floculación de las partículas en el agua, formando flóculos compactos y resistentes, y reduciendo al mismo tiempo el volumen de lodos producidos (Bratby, 2006; Hendricks, 2006; Rahbar, 2006; MWH, 2005). Teniendo en cuenta lo anterior, se presentan a continuación algunos ejemplos de las gráficas que se elaboraron con los volúmenes de lodos generados con cada combinación de coagulante y floculante. La Figura 6.3 y la Figura 6.4. presentan los volúmenes de lodos obtenidos en pruebas donde se utilizaron las dosis más bajas y las más altas de coagulante, respectivamente (las dosis empleadas en estas pruebas pueden consultarse en la Tabla 6.1). En las gráficas se pueden observar las condiciones experimentales en el título de las mismas (p. ej. -1, 1, 1), las cuales representan (en orden de izquierda a derecha) los niveles codificados de: dosis del coagulante, dosis de floculante y turbiedad inicial en valores codificados.

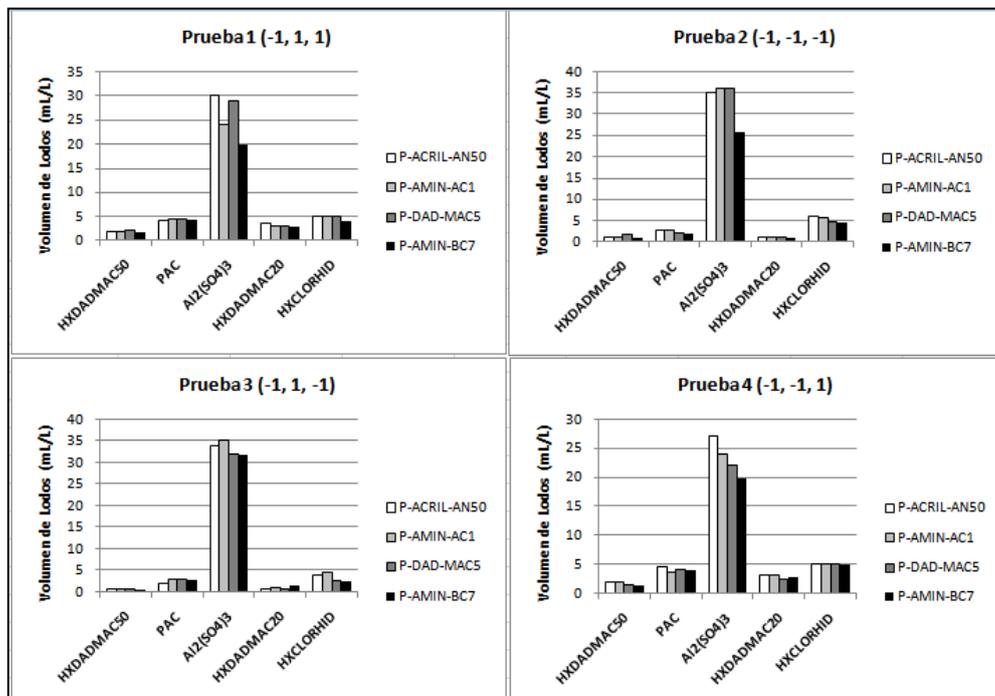


Figura 6.3. Volumen de lodos producidos en las pruebas de coagulación floculación utilizando dosis bajas (nivel -1) tanto de coagulantes como de los floculantes PACRIL-AN50, P-AMIN-AC1 P-DAD-MAC5 y P-AMIN-BC7

Con las gráficas anteriores se corrobora que, cuando se utilizaron las dosis bajas de los coagulantes (codificadas como -1), se produjo una baja cantidad de lodo, como era de esperarse. Adicionalmente, puede verse que los PACI produjeron un volumen significativamente menor (entre 1 y 6 mL/L) en comparación con el que se produce utilizando el $Al_2(SO_4)_3$ libre de hierro (entre 20 y 36 mL/L). De hecho, este último produce de 3 a 6 veces más volumen de lodos en comparación con los otros productos, debido a que las dosis de $Al_2(SO_4)_3$ libre también fueron más elevadas en aproximadamente en el mismo orden de magnitud. Cabe señalar que los PACI se desempeñaron adecuadamente en la remoción de turbiedad y de color, aun cuando se utilizó la dosis más baja.

También se puede observar que, al utilizar las dosis bajas de los PACI, e independientemente de los valores de turbiedad inicial o de dosis de floculante, estos reactivos producen una baja cantidad de lodo, en comparación con la generada con el sulfato de aluminio.

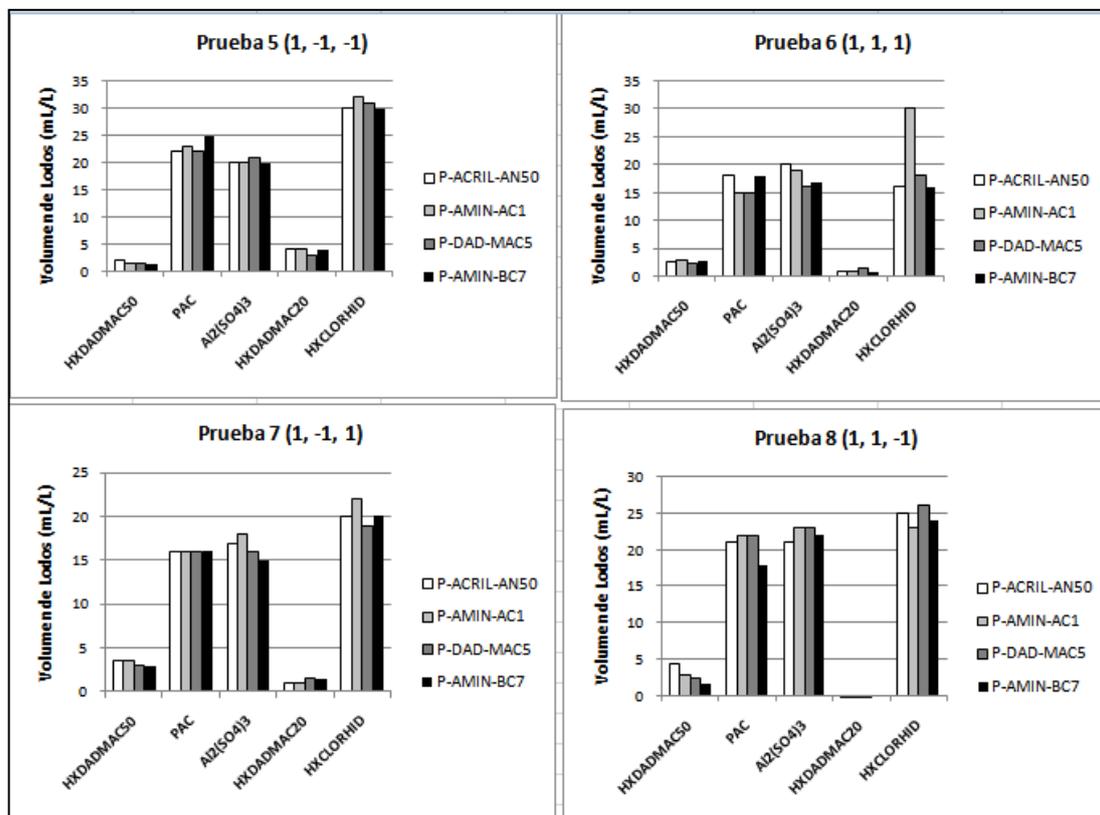


Figura 6.4. Volumen de lodos producidos en las pruebas de coagulación floculación utilizando dosis altas (nivel 1) tanto de coagulantes como de los floculantes PACRIL-AN50, P-AMIN-AC1 P-DAD-MAC5 y P-AMIN-BC7

En las pruebas realizadas con las dosis más altas de coagulantes (véase la Figura 6.4), el PAC y el HXCLORHID produjeron volúmenes de lodo equivalentes a aquellos generados con el sulfato de aluminio libre de hierro. Sin embargo, los coagulantes HXDADMAC50 y HXDADMAC20 produjeron un menor volumen de lodo, aun cuando se utilizó la dosis más alta de reactivo. Esto se debe a que estos coagulantes están compuestos por un policloruro de aluminio y un polímero orgánico, que presentan una alta densidad de carga positiva que permite neutralizar más eficientemente los coloides; al mismo tiempo que la parte orgánica del

coagulante comienza a enlazar a estas partículas ya desestabilizadas, para formar flóculos compactos y resistentes.

6.1.2 Análisis estadístico de los datos experimentales

Todos los resultados experimentales, obtenidos en las pruebas de jarras, se analizaron utilizando el paquete estadístico *Statgraphics Centurion XV* versión 15.1.02 (en adelante solo *Statgraphics*). El programa estadístico ajusta, los resultados experimentales a ecuaciones o modelos matemáticos que pueden ser utilizados para estimar el valor de una variable de respuesta, realizando un ajuste por regresión múltiple. El paquete *Statgraphics* calcula los coeficientes de los modelos matemáticos que permiten estimar el valor de una variable de respuesta. Además, este paquete realiza un análisis de varianza (ANOVA por sus siglas en inglés) de los datos experimentales, el cual permite identificar los factores que son significativos en el experimento, ya sea que su efecto sobre la respuesta sea individual o que esté asociado con otro factor (interacción múltiple de los factores). La determinación de los factores significativos en las variables de respuesta se realizó utilizando un nivel de confianza de 95%. Además, el ANOVA puede calcular el parámetro de falta de ajuste (*Lack of fit, LOF*), el cual permite determinar si el modelo seleccionado es adecuado para describir los resultados observados o si se debe utilizar un modelo más complejo.

La validez de los modelos obtenidos con ayuda de *Statgraphics* se determinó con base en los valores del coeficiente de determinación múltiple (R^2) y la falta de ajuste (*LOF*), que se calcularon para cada modelo. El valor estadístico de R^2 indica el porcentaje de ajuste de los resultados experimentales a los modelos calculados matemáticamente. Cuando el coeficiente R^2 se encuentra por encima de 70 (sobre 100), se puede decir que el modelo es adecuado y se ajusta a los resultados del experimento (Gutiérrez, 2008). El parámetro *LOF*, por otro lado, debe de tener un *valor-P* mayor o igual que 0.05 para considerar adecuado al modelo, a un 95% de nivel de confianza. La prueba de *LOF* funciona comparando la variabilidad de los residuales del modelo que se está usando con la variabilidad entre las observaciones realizadas entre un tratamiento y su réplica.

Cada modelo obtenido con *Statgraphics* está en función de los tres factores estudiados en los experimentos: la dosis del coagulante, la dosis de floculante y la turbiedad inicial. Los modelos tienen la siguiente forma general, descrita por la Ecuación 6.1:

$$VR = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_1 X_2 + \beta_5 X_1 X_3 + \beta_6 X_2 X_3$$

Ecuación 6.1

Donde:

VR: Variable de respuesta (en el caso de este estudio puede ser la Turbiedad final, en UTN; Color final, en UPtCo; SST finales, en mg/L; pH final; Volumen de lodos producidos, en mL/L)

β_i : Coeficiente de regresión del modelo matemático

X_1 : Factor 1 (por ejemplo dosis de coagulante)

X_2 : Factor 2 (por ejemplo dosis de floculante)

X_3 : Factor 3 (por ejemplo turbiedad inicial)

En la Tabla 6.2 se muestra un ejemplo de un reporte de ANOVA generado por *Statgraphics* para los resultados de turbiedad final en las pruebas realizadas con la combinación

HXDADMAC50/ P-AMIN-AC1. En este reporte se pueden observar los coeficientes de regresión para uno de los modelos matemáticos, en este caso de la turbiedad final. Los coeficientes están denotados por β_i . También se puede notar, en este mismo reporte, el Valor-P de cada uno de los factores (un Valor-P < 0.05 indica que un factor es significativo en la respuesta estudiada); y el coeficiente de determinación múltiple R^2 . En este ejemplo en particular se puede notar que sólo la dosis de coagulante tuvo influencia sobre la remoción de la turbiedad, mientras que la dosis de floculante, la turbiedad inicial o las interacciones de los factores no influyen sobre el resultado esperado. Esto puede deberse a que los coagulantes a base de policloruros de aluminio, como es el caso del HXDADMAC50, están diseñados para neutralizar las cargas de la superficie de las partículas y contribuir al contacto físico entre ellas para comenzar la aglomeración en flóculos (Duan y Gregory, 2003). Lo anterior hace que la función del floculante en el proceso de remoción de turbiedad pueda ser desplazada por la acción del coagulante, haciendo que el primero no presente una influencia significativa en los resultados. Por otra parte, en este reporte de ANOVA se observa un valor de R^2 de 89.21 %, lo que puede considerarse como un buen ajuste de los datos experimentales al modelo matemático. El Valor-P de la LOF que se presenta en este análisis es de 0.1402, que es mayor a 0.05, por lo que el modelo es adecuado para describir los resultados observados.

Tabla 6.2. Coeficientes del modelo y reporte ANOVA del análisis de datos de turbiedad final para la combinación HXDADMAC50/ P-AMIN-AC1

Fuente	Suma de Cuadrados	G.L.	Promedio Cuadrado	Radio F	Valor-P	Coeficiente	Estimado
A:Coag	239.244	1	239.244	82.55	0.0000	Const. (β_0)	5.68187
B:Floc	0.604506	1	0.604506	0.21	0.6600	A:Coag (β_1)	-3.86687
C:Turb	2.36391	1	2.36391	0.82	0.3928	B:Floc (β_2)	-0.194375
AB	4.78516	1	4.78516	1.65	0.2348	C:Turb (β_3)	-0.384375
AC	0.100806	1	0.100806	0.03	0.8567	AB (β_4)	0.546875
BC	8.98501	1	8.98501	3.1	0.1163	AC (β_5)	0.079375
Falta de ajuste	7.77016	1	7.77016	2.68	0.1402	BC (β_6)	0.749375
Error puro	23.1864	8	2.89829				
Total (corr.)	287.039	15					
R-cuadrada = 89.2152 por ciento							
R-cuadrada (ajustada por G.L.) = 82.0254 por ciento							

El modelo asociado a este factor de turbiedad final, tiene la siguiente forma:

$$Turbf = 5.68187 - 3.86687X_1 - 0.19437X_2 - 0.38375X_3 + 0.546875X_1X_2 + 0.079375X_1X_3 + 0.749375X_2X_3$$

Donde X_1 : Coagulante, X_2 : Floculante y X_3 : Turbiedad

Es importante señalar que en este modelo, los valores de los factores deben ser codificados, en el intervalo de -1 a 1, y los de la variable de respuesta (turbiedad final) se obtiene serán reales, en unidades de turbiedad UTN.

El paquete *Statgraphics* permitió, mediante los reportes del ANOVA, determinar los factores que tienen influencia significativa sobre un parámetro respuesta, a un nivel de confianza de 95%. De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio, se pudo observar que en la mayoría de los casos el factor experimental que influyó significativamente sobre las variables de respuesta fue la dosis de coagulante, seguida en algunos casos por la turbiedad inicial. Es decir, que la dosis de floculante no tuvo una influencia significativa en las pruebas realizadas para la época de lluvia, ya que presentó en prácticamente la totalidad de los casos un Valor-P mayor a 0.05 en el ANOVA. Lo anterior indica que este factor puede tener cualquier valor y no influirá significativamente en la respuesta esperada. Esto último está de acuerdo con lo consultado en la literatura, debido a que los policloruros de aluminio tienen una alta densidad de carga, lo que los hace capaces de neutralizar la carga de las partículas en el agua y comenzar a formar enlaces entre ellas. El floculante funciona sólo como una ayuda en la formación de puentes entre las partículas, por lo que a dosis bajas pueden cumplir con esta función.

A continuación se presenta un ejemplo de una superficie respuesta obtenida con *Statgraphics*, utilizando como base los resultados que fueron obtenidos de una prueba realizada con el coagulante HXDADMAC50 y el floculante P-AMIN-AC1 (véase Figura 6.5). En esta superficie se muestra la turbiedad final (nombrada como Turb_f) que se obtendría con el modelo estadístico calculado para esta prueba, al utilizar diferentes combinaciones de dosis de coagulante (Coag) y de floculante (Floc) a una turbiedad inicial constante en el nivel 1. Como puede observarse, al variar la dosis de floculante (entre sus valores codificados de -1 y 1), la turbiedad final prácticamente no cambia, moviéndose entre valores de 5.5 y 6 UTN en promedio. Sin embargo, cuando la dosis de coagulante es la que cambia, la modificación que sufre la turbiedad final es más evidente, pudiendo resultar entre valores de 2 a 9.5 UTN.

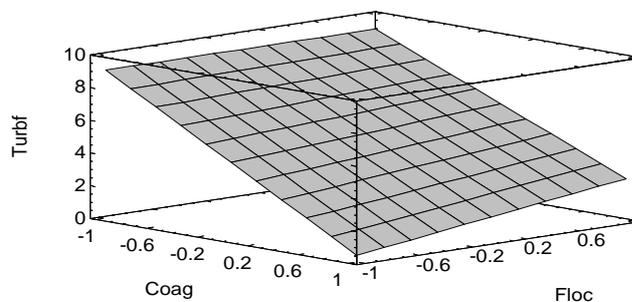


Figura 6.5. Superficie de respuesta para la turbiedad final utilizando la combinación de reactivos HXDADMAC50/P-AMIN-AC1 para tratar agua en la época de lluvia (Turbiedad inicial 186.6 UTN)

Con el objeto de confirmar la idea del párrafo anterior, se presenta la Figura 6.6, que permite determinar los efectos de las interacciones de los factores de esta prueba (dosis de coagulante, dosis de floculante y turbiedad inicial) en la remoción de turbiedad, utilizando la combinación de reactivos HXDADMAC50/P-AMIN-AC1. La interpretación de esta gráfica es la siguiente: en el eje de las abscisas se muestra el intervalo de los valores codificados del primer factor de la interacción, y los valores del segundo factor se muestran directamente en el plano (por ejemplo, en la interacción dosis de coagulante (A) y dosis de floculante (B) se presentan los valores codificados de la dosis de coagulante en el eje de las abscisas y los valores

de la dosis de floculante están señalados en los extremos de las líneas graficadas en el plano coordinado como “+” o como “-“ en el plano cartesiano). Por otra parte, en el eje de las ordenadas de la gráfica se muestra la variable de respuesta (en este caso la turbiedad final, expresada en unidades UTN) con sus valores reales (no codificados). Entre más inclinada sea la pendiente de las líneas trazadas en el plano, mayor será el efecto del primer factor, y si existe un cambio de signo entre la pendiente de la línea limitada por “+” y la limitada por “-“, entonces el segundo factor de la interacción tiene un efecto significativo. En la Figura 6.6, se puede observar que la dosis de coagulante ejerce un efecto significativo, notándose lo pronunciado de la pendiente en las interacciones que incluyen a este factor (AB y AC).

En el caso de la interacción AB (dosis de coagulante-dosis de floculante), la dosis de floculante no ejerce un efecto significativo porque aunque tome su valor más alto (denotado por la línea de “+”) o su valor más bajo (línea limitada con “-“), el resultante de turbiedad final no cambia en forma notable. Sin embargo, el mejor resultado para esa prueba se obtendría cuando la dosis de coagulante sea la máxima (codificada como +1) y la dosis de floculante sea la mínima, para obtener una turbiedad final aproximada de 1.5 UTN, En el caso de la interacción AC (dosis de coagulante-turbiedad inicial) el análisis es similar al mencionado para la interacción AB. En cambio, para la interacción BC (dosis de floculante-turbiedad inicial), se puede observar que el cambio en la dosis de floculante no altera prácticamente el resultado de la turbiedad final; sin embargo, la turbiedad inicial efectivamente presenta un efecto diferente si se encuentra en su nivel más alto o si se encuentra en su nivel más bajo (notándose en el cambio de la pendiente en las líneas graficadas para esta interacción).

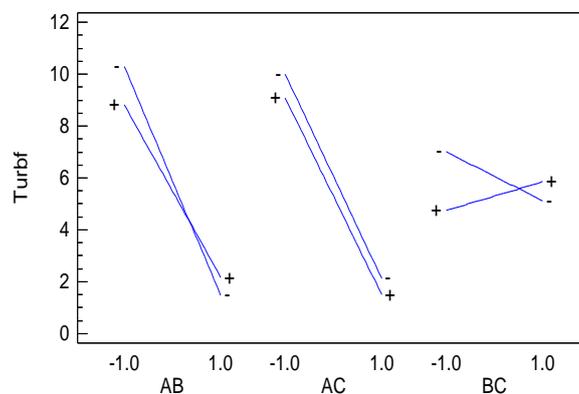


Figura 6.6. Interacciones de los factores: dosis de coagulante (A), dosis de floculante (B) y turbiedad inicial (C) en la remoción de turbiedad final (Turbf) en el agua empleando la combinación de reactivos HXDADM50/P-AMIN-AC1 para tratar agua en la época de lluvia (Turbiedad Inicial 186.6 UTN)

6.1.3 Selección de las mejores combinaciones y optimización de las dosis de reactivos para el proceso de coagulación-floculación de agua en época de lluvias

Con los modelos matemáticos obtenidos para todas las combinaciones de coagulantes y floculantes, se procedió a calcular las dosis de reactivos necesarias para obtener los valores deseados de las variables de respuesta, éstas fueron las dosis óptimas de reactivos. Para ello, se elaboró un programa informático denominado como “PROGRAMA SELECCIÓN”. Éste es un algoritmo programado en Visual Basic®, que a su vez se asocia con el programa Microsoft®

Excel, y fue desarrollado por especialistas integrantes del grupo de investigación de este trabajo. Su funcionamiento se basa en la realización de iteraciones utilizando los modelos de cálculo de las variables de respuesta, variando las dosis de reactivos hasta lograr obtener el mínimo valor de la variable de respuesta correspondiente. El “PROGRAMA SELECCIÓN” utilizó el modelo matemático del color final para realizar la optimización de las dosis, para cada una de las combinaciones de reactivos. La optimización se realizó bajo las siguientes restricciones:

- El color aparente final debía estar por debajo de 5 UPTCo (valor requerido por el organismo operador de la planta potabilizadora), o en caso contrario, se encontraría el menor valor posible a través de las iteraciones
- Los valores estimados por los modelos debían encontrarse siempre en el conjunto de los números reales positivos
- Las dosis obtenidas no debían ser iguales a las dosis máximas recomendadas por el proveedor

Una vez obtenidas las dosis óptimas para cada combinación de reactivos que cumplieran con las restricciones anteriores, éstas se sustituyeron en los modelos matemáticos de las otras variables de respuesta (turbiedad final, sólidos suspendidos finales, pH final y volumen de lodos). De esta forma, se calcularon los valores que presentarían las variables de respuesta utilizando las dosis óptimas. La Tabla 6.3, a manera de ejemplo, muestra una recopilación de los coeficientes estimados para los modelos de Color Final (Colf), Turbiedad Final (Turbf), Sólidos Suspendidos Totales Finales (SSTf) y Volumen de Lodos (VL), para la combinación $Al_2(SO_4)_3$ / P-DAD-MAC5. En letras negras se presentan los coeficientes que tuvieron un significativo sobre cada variable de respuesta en cada modelo. Un reporte ANOVA mejorado sólo mostraría los valores de los factores representativos en cada modelo. Cabe aclarar que las demás combinaciones de reactivos tienen sus propios modelos matemáticos o coeficientes de éstos, y se pueden consultar en el ANEXO C.

Tabla 6.3 . Coeficientes estimados para los modelos matemáticos para el cálculo del valor final de las variables respuesta utilizando la combinación $Al_2(SO_4)_3$ / P-DAD-MAC5

Coeficiente	Variables de Respuesta				
	Colf (UPtCo)	Turbf (UTN)	SSTf (mg/L)	VL (mL/L)	pHf
Const. (β_0)	23.68	3.92	6.36	25.31	4.94
A:Coag (β_1)	11.31	2.74	2.98	-5.18	-0.82
B:Floc (β_2)	2.31	1.08	0.69	-0.31	-0.14
C:Turb (β_3)	2.43	-0.73	-0.36	-3.18	-0.13
AB (β_4)	6.43	1.09	0.19	-0.81	-0.14
AC (β_5)	-0.43	-0.26	0.88	-1.18	-0.09
BC (β_6)	-2.18	-0.71	-0.82	0.93	0.13
R²	75.07	79.77	67.39	82.98	83.91
LOF	0.18	0.16	0.81	0.95	0.22

Colf: Color Final, Turbf: Turbiedad Final, SSTf: SST Finales, VL: Volumen de lodos

Se debe recordar que estos coeficientes se sustituyen en un modelo general (véase la Ecuación 6.1), para obtener así los modelos matemáticos para el cálculo del valor de cada variable de respuesta.

A continuación, en la Tabla 6.4, se presentan los valores de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, cuando el valor de turbiedad inicial fue 186.6 UTN. Sólo se muestran los resultados de las cinco mejores combinaciones de reactivos obtenidas en esta etapa del estudio.

Tabla 6.4. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una turbiedad inicial de 186.6 UTN

Combinación de reactivos	Dosis óptima coagulante (mg/L)	Dosis óptima floculante (mg/L)	SSTf (mg/L)	Turbf (UTN)	Colf (UPtCo)	VL (mL/L)
HXDADMAC50 P-AMIN-AC1	4.67	0.15	1.02	0.78	2.50	4.17
HXDADMAC20 P-DAD-MAC5	0.49	0.59	0.00	0.00	2.50	3.33
HXCLORHID P-AMIN-BC7	18.02	0.44	1.02	0.29	2.50	16.84
PAC P-ACRIL-AN50	18.87	0.30	1.48	0.16	2.50	19.28
Al ₂ (SO ₄) ₃ P-DAD-MAC5	11.10	0.65	1.98	0.78	2.50	31.4

Se puede observar en la tabla anterior que todas las combinaciones de reactivos presentadas lograron alcanzar el objetivo de calidad de 5 UPtCo de color final, con lo que todos estos efluentes podrían ampliamente cumplir con el valor límite de calidad para la entrega del agua, aun cuando el valor de turbiedad inicial tuviera valores de 186.6 UTN. En cuanto a las demás variables de respuesta puede mencionarse que las combinaciones evaluadas lograron disminuir los valores por debajo de los criterios establecidos en este estudio para SSTf (5 mg/L) y Turbiedad final (5 UTN). El volumen de lodos depende de la dosis de los reactivos y cuando se utilizan dosis bajas se produce una menor cantidad de lodo con los PACl, en comparación con aquella producida por el sulfato de aluminio. Sin embargo, se pudo observar que al emplear dosis altas de reactivos, algunas combinaciones como HXCLORHID/P-AMIN-BC7 y PAC/P-ACRIL-AN50 producen un volumen significativa de lodo, pero aun así menor que el volumen producido por la combinación Al₂(SO₄)₃/ P-DAD-MAC5.

6.1.4 Evaluación de la factibilidad técnica y económica

6.1.4.1 Matriz de decisión multicriterio (MDM)

La elaboración de una Matriz de Decisión Multicriterio (MDM) ayuda en la toma de decisiones en un proyecto, y en este caso en la selección de los reactivos que mejor se desempeñaron desde el punto de vista técnico y económico.

Cuando se han identificado todos los criterios a considerar en una MDM, se asigna a cada uno un peso ponderado, que defina el nivel de importancia de cada criterio expresado como porcentaje. La suma total de los pesos ponderados de todos los criterios deberá ser igual al

100%. En este estudio se le asignó un peso ponderado de 50% al criterio técnico y de 50% al económico.

La evaluación del desempeño de los reactivos mediante la MDM se realizó utilizando la siguiente nomenclatura:

i: Aspecto evaluado. Por ejemplo, turbiedad final, color final, SSTf, volumen de lodos, costo de tratamiento, etc.

A_i : Calificación asignada para el aspecto i, la cual fue de 0 a 5

n_i : Número total de aspectos evaluados en cada criterio

A_{max} : Calificación máxima posible, en este caso es igual a 5

B: Producto aritmético de n_i y A_{max}

C_{pi}: Calificación ponderada para el aspecto i

D: Calificación final para la combinación de reactivos evaluada

Tomando en cuenta lo anterior, para cada pareja de coagulante y floculante se calificó su desempeño en cada uno de los aspectos técnicos y económicos evaluados, asignando en cada uno de ellos una calificación A_i. La calificación de 5 se otorgó cuando las combinaciones de reactivos lograban conseguir satisfactoriamente el valor deseado de algún aspecto, y esta calificación se iba reduciendo mientras más se alejaban de ese objetivo, hasta alcanzar el valor de cero.

Por otro lado, se obtuvo el valor de B y cada calificación A_i se dividió entre el primero. Estos cocientes A_i/B se multiplicaron a su vez por 50 (que es el peso ponderado correspondiente al criterio técnico o económico según fuera el caso), obteniendo de esta manera las calificaciones ponderadas “C_{pi}”. Finalmente se sumaron todas las calificaciones ponderadas y se obtuvo, para cada combinación de reactivos, las evaluaciones finales “D”. A continuación se presenta la secuencia de cálculo para obtener la calificación final (Ecuación 6.2 a la Ecuación 6.4):

$$A_i \in [0,5]$$

$$B = \sum_{i=1}^n n_i \cdot A_{m\acute{a}x} = \sum_{i=1}^n n_i \cdot 5 \quad \text{Ecuación 6.2}$$

$$C_{pi} = \frac{A_i}{B} \cdot 50 \quad \text{Ecuación 6.3}$$

$$D = \sum_{i=1}^n C_{pi} \quad \text{Ecuación 6.4}$$

Con el objetivo de hacer más claro el procedimiento anterior se describe a continuación un ejemplo numérico de cómo se calcularon las calificaciones finales D para una combinación cualquiera de coagulante “X” y Floculante “Y”,

Asúmase que la combinación X-Y obtuvo, en la evaluación técnica de su desempeño, una calificación A de 4 en uno de los aspectos, por ejemplo el valor de turbiedad final, y que son en total 12 aspectos técnicos los que se están evaluando. La calificación B, por otro lado, sería igual a 5x12 = 60, donde 5 es la calificación máxima que se puede obtener (A_{max}) y el 12 es

el número de aspectos en el criterio técnico. La calificación ponderada C_p para la turbiedad final sería $C_p = A/B*50 = (4/60)*50 = 0.067*50 = 3.33$, donde el 50 es el porcentaje asignado al criterio técnico. Suponiendo que se realiza este mismo procedimiento con los otros 11 aspectos y que se obtienen las calificaciones: 2.50, 4.17, 4.17, 1.66, 2.50, 0.83, 3.33, 4.17, 4.17, 1.67 y 2.50, la calificación final D para el criterio técnico sería entonces la suma de las 12 calificaciones, es decir, 35.

6.1.4.2 Aspectos técnicos

Los aspectos técnicos seleccionados para elaborar la MDM en este estudio fueron los valores residuales de los parámetros fisicoquímicos que se midieron en las pruebas de jarras en el agua tratada. Estos se presentan a continuación:

- 1) Turbiedad final
- 2) Color aparente final
- 3) Sólidos suspendidos totales (SST) finales
- 4) Valor final de pH
- 5) Volumen de lodos
- 6) Tiempo de sedimentación de flóculos
- 7) Tiempo para alcanzar un valor de turbiedad constante

Turbiedad final, Color final y Sólidos suspendidos totales finales. Estos tres aspectos presentan el mismo intervalo de calificación como se muestra a continuación:

Calificaciones:

5= Óptimo (0.0-2.5)

4= Muy bueno (2.5-5.0)

3=Bueno (5.0)

2=Regular (5.0-7.5)

1=Suficiente (7.5-10.0)

0=Insuficiente (>10.0)

Valor final de pH: este parámetro de calidad del agua debe obligatoriamente tener un valor en el intervalo de 6.5-8.5, de acuerdo a la norma oficial mexicana para agua de consumo humano NOM-127-SSA1-1994, por lo que las calificaciones quedaron de la siguiente manera.

Calificaciones:

5 = Excelente (pH entre 6.5 y 8.5)

0 = Cualquier otro valor

Tiempo de sedimentación de flóculos y tiempo para alcanzar un valor de turbiedad constante: estos tiempos se tomaron justo al haber terminado la etapa de floculación y sirvieron para separar aquellas combinaciones donde los flóculos sedimentaron más rápidamente. A estos aspectos se les asignaron los siguientes intervalos de calificaciones:

Calificaciones:

5 = Muy Rápido (0-3 min)

3 = Rápido (3-5 min)

1 = Regular (5-10 min)

0 = Lento (> 10 min)

En la Tabla 6.5 se muestran las calificaciones obtenidas en la evaluación técnica de las combinaciones de reactivos utilizadas durante las pruebas experimentales. En esta tabla sólo se presentan las 10 parejas de reactivos que obtuvieron las más altas calificaciones en el aspecto técnico para las pruebas de la época de lluvia. Como se puede apreciar en la tabla, estas combinaciones de reactivos obtuvieron la máxima calificación en los aspectos de turbiedad final y color final, es decir, se consiguieron valores para estos parámetros dentro de los criterios de calidad de este estudio. En el caso de los SST, también se observaron, en general, altas calificaciones en el desempeño de estas 10 combinaciones de reactivos.

En el caso del valor residual de pH se pudo observar que las combinaciones que incluyen al sulfato de aluminio libre de hierro no cumplen con el criterio de aceptación establecido (pH residual entre 6.5 y 8.5, de acuerdo a la NOM-127-SSA1-1994), por lo que estas combinaciones consiguieron la calificación más baja en este aspecto. Sin embargo, en el caso de los PACl, se obtuvieron calificaciones altas en este aspecto, ya que estos productos prácticamente no modifican el pH del agua, por encontrarse parcialmente neutralizados, logrando que el valor de este parámetro permanezca en el intervalo de aceptación.

Tabla 6.5. Resultados de la factibilidad técnica por el método de MDM para las 10 mejores combinaciones de coagulante-floculante (Época de Lluvias)

		----		Turbiedad Final (UNT)	Color Final (UPtCo)	SST Finales (mg/L)	pH Final	Volumen de Lodos (mL/L)	Tiempo de sedim. (min)	Turbiedad Const. (min)	SUBTOTAL
Coagulante	Floculante	Calificación /Equivalencia		5= Óptimo (0.0-2.5) 4= Muy bueno (2.5-5.0) 3= Bueno (5.0) 2= Regular (5.0-7.5) 1= Suficiente (7.5-10.0) 0= Límite (>10.0)	5= Óptimo (0.0-2.5) 4= Muy bueno (2.5-5.0) 3= Bueno (5.0) 2= Regular (5.0-7.5) 1= Suficiente (7.5-10.0) 0= Límite (>10.0)	5= Óptimo (0.0-2.5) 4= Muy bueno (2.5-5.0) 3= Bueno (5.0) 2= Regular (5.0-7.5) 1= Suficiente (7.5-10.0) 0= Insuficiente (>10.0)	5= pH de 6.5-8.0 0= Cualquier otro valor	5= Excelente (0.0-2.0) 4= Muy bueno (2.0-4.0) 3= Bueno (4.0-5.0) 2= Insuficiente (5.0-10.0) 1= No aceptable (10.0-15.0) 0= Malo (> 15.0)	5= Muy Rápido (0-3) 3= Rápido (3-5) 1= Regular (5-10) 0= Lento (> 10)	5= Muy Bueno (0-3) 3= Bueno (3-5) 1= Regular (5-10) 0= Malo (> 10)	
Nombre	HXDADMAC20	P-DAD-MAC5	A	5	5	5	5	4	0	0	24.00
Dosis	0.433-1.586	0.054-0.602	A/B	0.14	0.14	0.14	0.14	0.11	0.00	0.00	0.69
			Cp	7.14	7.14	7.14	7.14	5.71	0.00	0.00	34.29
Nombre	HXDADMAC50	P-AMIN-BC7	A	5	5	5	5	4	0	5	29.00
Dosis	4.871	0.168	A/B	0.14	0.14	0.14	0.14	0.11	0.00	0.14	0.83
			Cp	7.14	7.14	7.14	7.14	5.71	0.00	7.14	41.43
Nombre	HXDADMAC50	P-ACRIL-AN50	A	5	5	4	5	4	1	5	29.00
Dosis	4.54	0.03	A/B	0.14	0.14	0.11	0.14	0.11	0.03	0.14	0.83
			Cp	7.14	7.14	5.71	7.14	5.71	1.43	7.14	41.43
Nombre	HXDADMAC50	P-DAD-MAC5	A	5	5	5	5	4	1	5	30.00
Dosis	4.319	0.135	A/B	0.14	0.14	0.14	0.14	0.11	0.03	0.14	0.86
			Cp	7.14	7.14	7.14	7.14	5.71	1.43	7.14	42.86
Nombre	HXDADMAC50	P-AMIN-AC1	A	5	5	4	5	4	3	5	31.00
Dosis	4.67	0.143	A/B	0.14	0.14	0.11	0.14	0.11	0.09	0.14	0.89
			Cp	7.14	7.14	5.71	7.14	5.71	4.29	7.14	44.29
Nombre	HXCLORHID	P-AMIN-BC7	A	5	5	5	5	1	1	2	24.00
Dosis	1.77-18.02	0.421-0.7	A/B	0.14	0.14	0.14	0.14	0.03	0.03	0.06	0.69
			Cp	7.14	7.14	7.14	7.14	1.43	1.43	2.86	34.29
Nombre	PAC	P-ACRIL-AN50	A	5	5	5	5	0	3	3	26.00
Dosis	3.223-20.026	0.061-0.302	A/B	0.14	0.14	0.14	0.14	0.00	0.09	0.09	0.74
			Cp	7.14	7.14	7.14	7.14	0.00	4.29	4.29	37.14
Nombre	HXCLORHID	P-AMIN-AC1	A	5	5	5	5	0	1	3	24.00
Dosis	16.07-18.023	0.477-0.652	A/B	0.14	0.14	0.14	0.14	0.00	0.03	0.09	0.69
			Cp	7.14	7.14	7.14	7.14	0.00	1.43	4.29	34.29
Nombre	Al ₂ (SO ₄) ₃	P-AMIN-BC7	A	5	5	5	0	0	1	0	16.00
Dosis	11.102	0.51	A/B	0.14	0.14	0.14	0.00	0.00	0.03	0.00	0.46
			Cp	7.14	7.14	7.14	0.00	0.00	1.43	0.00	22.86
Nombre	Al ₂ (SO ₄) ₃	P-DAD-MAC5	A	5	5	4	0	0	1	0	15.00
Dosis	11.102	0.652	A/B	0.14	0.14	0.11	0.00	0.00	0.03	0.00	0.43
			Cp	7.14	7.14	5.71	0.00	0.00	1.43	0.00	21.43

A: Calificación, $A/B = A / (n_i * A_{max}) = A / (7 * 5)$; $Cp = A/B * 50$ (Cp es la calificación ponderada)

Además, se puede observar en la MDM que los PACI evaluados obtuvieron calificaciones de 4 (Muy Buena) en el aspecto de producción de lodos, con excepción de las combinaciones PAC/P-ACRIL-AN50, HXCLORHID/P-AMIN-BC7 y HXCLORHID/P-AMIN-AC1, que produjeron, a las dosis más altas de coagulante, una cantidad de lodo equivalente a la generada por las combinaciones de sulfato de aluminio libre de hierro. También, se puede observar que en general, las combinaciones evaluadas con el coagulante HXDADMAC50 produjeron una cantidad baja de lodo.

El tiempo que tomó a los flóculos sedimentar en el agua tratada fue por lo general entre 3 y 10 minutos, lo que se considera como una sedimentación de velocidad rápida y regular, respectivamente, considerando que el tiempo de retención típico en un tanque de sedimentación es de 1.5 a 2.5 h (Yang, 2003; Jiménez, 2002). Sin embargo, en dos combinaciones (HXDADMAC20/P-DAD-MAC5 y HXDADMAC50/P-AMIN-BC7) el tiempo de sedimentación fue mayor a 10 minutos, considerándose como una precipitación de velocidad lenta.

6.1.4.3 Aspectos económicos

En los aspectos económicos se presentan los costos en USD\$/día para minimizar la variación de los mismos debido al constante cambio en la cotización de la moneda mexicana frente al dólar. Los costos consideran el flujo de agua tratada para la PPLB en 28 m³/s (capacidad de la planta proyectada a futuro).

El costo de tratamiento se obtuvo sumando el costo estimado por utilizar la dosis de coagulante y la dosis del floculante para una combinación dada al tratar el flujo de la PPLB. En el caso del *Costo de Dosis Mínima*, éste se calculó utilizando los valores de la dosis mínima del coagulante y la dosis mínima del floculante. El *Costo de Dosis Máxima* se calculó de forma similar, sumando el costo estimado por emplear la dosis máxima del coagulante y la dosis máxima del floculante para el tratamiento de agua.

El intervalo de calificaciones se obtuvo como se describe a continuación. Se calcula el costo de tratamiento para todas las combinaciones de reactivos, por ejemplo, a sus dosis más bajas (Costo de Dosis Mínima). Una vez obtenidos todos los costos se asigna la calificación de cero al costo de tratamiento mayor, y la calificación de 5 al menor costo de tratamiento, de entre todas las combinaciones evaluadas. La diferencia entre el costo más alto y el más bajo obtenido se divide en intervalos igualmente espaciados y a cada uno de esos intervalos se le asigna una calificación. Los intervalos quedaron de la siguiente manera para la evaluación económica en época de lluvias.

Costo Dosis Mínima Mezcla:

5 = USD\$3,502 - USD\$17,690

4 = USD\$17,691 - USD\$31,877

3 = USD\$31,878 - USD\$46,064

2 = USD\$46,065 - USD\$60,252

1 = USD\$60,253 - USD\$74,439

0 = > USD\$74,440

Costo Dosis Máxima Mezcla:

5 = USD\$9,545 - USD\$26,175

4 = USD\$26,176 - USD\$42,805

3 = USD\$42,806 - USD\$59,434

2 = USD\$59,435 - USD\$76,064

1 = USD\$76,065 - USD\$92,694

0 = > USD\$92,695

En la Tabla 6.6 se presentan las calificaciones obtenidas por las 10 combinaciones de reactivos que tuvieron las más altas calificaciones en la época de lluvias, para el criterio económico. En esta tabla se pueden observar que la mayoría de las combinaciones de PACI ofrecen los costos más bajos de tratamiento, obteniendo calificaciones altas en el aspecto de *Costo de Dosis Mínima*; con excepción de la combinación HXCLORHID/P-AMIN-AC1 que obtuvo una calificación baja en este aspecto, debido a que son necesarias altas dosis del coagulante HXCLORHID para poder cumplir con los criterios aceptables de calidad del agua. La combinación que generó un alto costo fue la de $Al_2(SO_4)_3$ / P-AMIN-BC7, al ser en este caso el sulfato de aluminio el que presenta una de las dosis evaluadas de coagulante más altas.

Respecto al aspecto de *Costo de Dosis Máxima* son tres las combinaciones que presentan un alto costo de tratamiento y por ello recibieron calificaciones bajas. Estas combinaciones son: HXCLORHID/P-AMIN-BC7, HXCLORHID/P-AMIN-AC1 y PAC/P-ACRIL-AN50. Exceptuando estas combinaciones, las demás combinaciones de reactivos presentaron buenas calificaciones al generar un costo bajo de tratamiento del agua.

Por último, al sumar los valores de las columnas llamadas *Subtotal* tanto en el criterio técnico como en el económico, se puede conocer la calificación total de cada combinación. Esta calificación se muestra en la columna de extrema derecha en la Tabla 6.6 llamada *Total*. En esta columna se presentan los renglones con los resultados de las sumas de las calificaciones ponderadas, y fue a partir de estos como se hizo la selección de las mejores 5 combinaciones de reactivos para ser empleadas en las pruebas de la época de estiaje.

Tabla 6.6. Resultados de la factibilidad económica por el método de MDM para las 10 mejores combinaciones de coagulante-floculante (Época de Lluvias)

			Costo de Dosis (USD\$/Día)*		SUBTOTAL	TOTAL	
			Costo Dosis Mínima Mezcla	Costo Dosis Máxima Mezcla			
	Coagulante	Floculante	5 = 3,502-17,690 4 = 17,691-31,877 3 = 31,878-46,064 2 = 46,065-60,252 1 = 60,253-74,439 0 = > 74,440	5 = 9,545-26,175 4 = 26,176-42,805 3 = 42,806-59,434 2 = 59,435-76,064 1 = 76,065-92,694 0 = > 92,695			
Nombre	HXDADM20	P-DAD-MAC5	Calificación	5	5	10	34.00
			Calif./Calif Max.	0.50	0.50	1	1.69
Dosis (mg/L)	0.493-1.586	0.054-0.602	Calif. Ponderada	25.00	25.00	50	84.29
Nombre	HXDADM50	P-AMIN-BC7	Calificación	4	5	9	38.00
			Calif./Calif Max.	0.40	0.50	0.9	1.73
Dosis (mg/L)	4.871	0.168	Calif. Ponderada	20.00	25.00	45	86.43
Nombre	HXDADM50	P-ACRIL-AN50	Calificación	4	5	9	38.00
			Calif./Calif Max.	0.40	0.50	0.9	1.73
Dosis (mg/L)	4.54	0.03	Calif. Ponderada	20.00	25.00	45	86.43
Nombre	HXDADM50	P-DAD-MAC5	Calificación	4	5	9	39.00
			Calif./Calif Max.	0.40	0.50	0.9	1.76
Dosis (mg/L)	4.919	0.135	Calif. Ponderada	20.00	25.00	45	87.86
Nombre	HXDADM50	P-AMIN-AC1	Calificación	4	5	9	40.00
			Calif./Calif Max.	0.40	0.50	0.9	1.79
Dosis (mg/L)	4.67	0.149	Calif. Ponderada	20.00	25.00	45	89.29
Nombre	HXCLORHID	P-AMIN-BC7	Calificación	5	2	7	31.00
			Calif./Calif Max.	0.50	0.20	0.7	1.39
Dosis (mg/L)	1.77-18.02	0.421-0.7	Calif. Ponderada	25.00	10.00	35	69.29
Nombre	PAC	P-ACRIL-AN50	Calificación	5	0	5	31.00
			Calif./Calif Max.	0.50	0.00	0.5	1.24
Dosis (mg/L)	3.223-20.026	0.061-0.302	Calif. Ponderada	25.00	0.00	25	62.14
Nombre	HXCLORHID	P-AMIN-AC1	Calificación	1	2	3	27.00
			Calif./Calif Max.	0.10	0.20	0.3	0.99
Dosis (mg/L)	16.07-18.023	0.477-0.652	Calif. Ponderada	5.00	10.00	15	49.29
Nombre	Al ₂ (SO ₄) ₃	P-AMIN-BC7	Calificación	3	4	7	23.00
			Calif./Calif Max.	0.30	0.40	0.7	1.16
Dosis (mg/L)	11.102	0.51	Calif. Ponderada	15.00	20.00	35	57.86
Nombre	Al ₂ (SO ₄) ₃	P-DAD-MAC5	Calificación	5	5	10	25.00
			Calif./Calif Max.	0.50	0.50	1	1.43
Dosis (mg/L)	11.102	0.652	Calif. Ponderada	25.00	25.00	50	71.43

A: Calificación, $A/B = A / (n_i \cdot A_{\max}) = A / (2 \cdot 5)$; $C_p = A/B \cdot 50$ (C_p es la calificación ponderada)

A partir de los resultados de la MDM se seleccionaron las cinco mejores combinaciones con la mayor calificación total ponderada. Las combinaciones seleccionadas son las que se utilizaron en las pruebas de coagulación-floculación para remover algas en la época de estiaje. La Figura 6.7 presenta un diagrama de bloques que resume el procedimiento aplicado para la selección de las cinco mejores combinaciones de reactivos, a partir de los resultados de las pruebas realizadas en la época de lluvias.

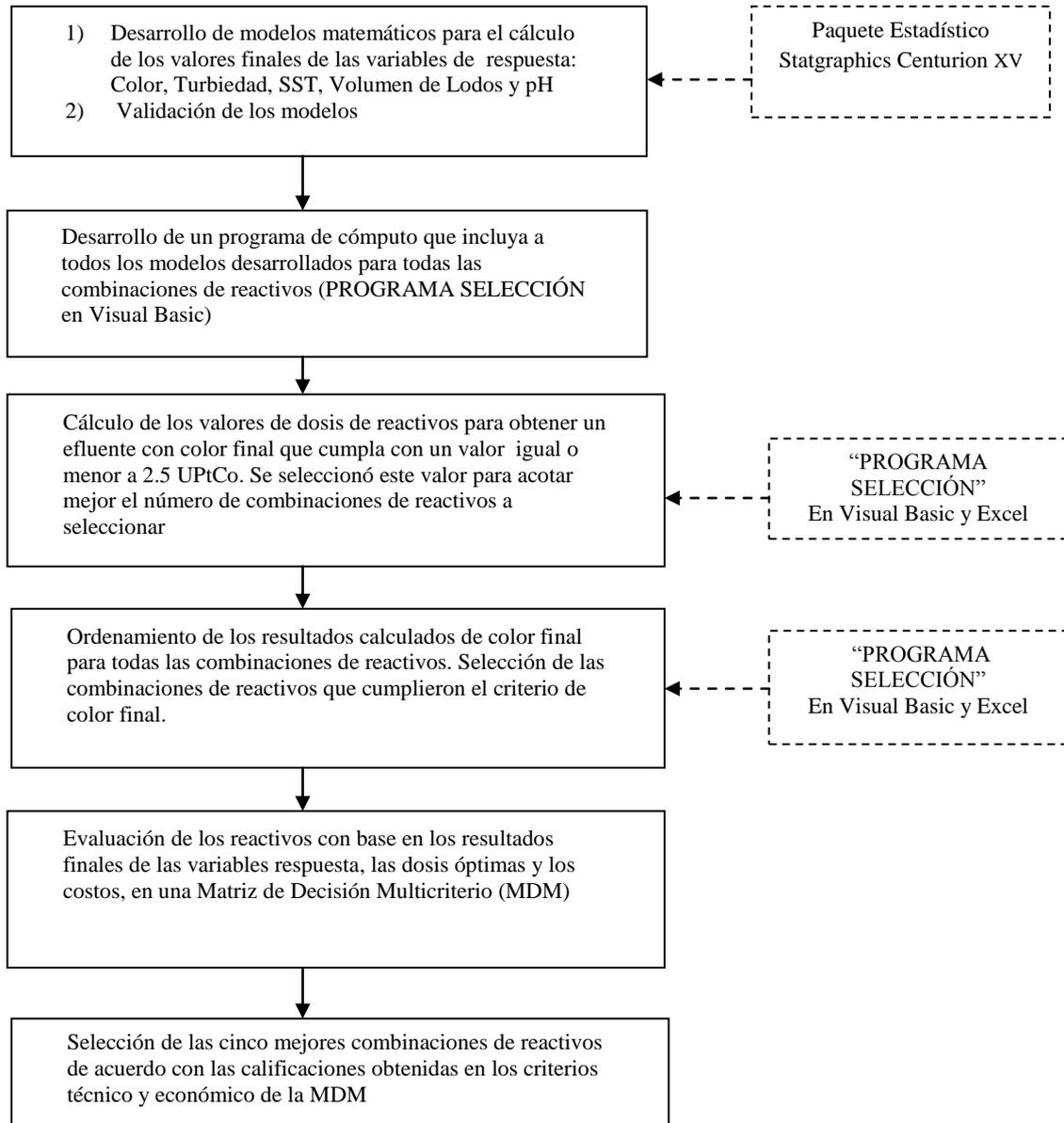


Figura 6.7. Procedimiento de selección de las mejores combinaciones de reactivos de coagulación-floculación para tratar el agua cruda de la PPLB en la época de lluvias

Esta selección, junto con su calificación final en la MDM, se muestra en la Tabla 6.7. En esta tabla se presentan las cinco combinaciones que mayor calificación obtuvieron en la evaluación de la factibilidad técnica y económica. Cabe señalar que, aunque fueron cuatro las combinaciones con el coagulante HXDADMAC50 que consiguieron obtener las calificaciones

más altas, se optó por seleccionar una sola combinación con este coagulante (la de la mayor calificación) y elegir otras combinaciones con coagulantes alternativos. Esto se realizó con el objetivo de contar con distintas opciones de reactivos. Por ello, se seleccionaron las siguientes mejores combinaciones de reactivos.

Tabla 6.7. Mejores cinco combinaciones de reactivos resultantes de la evaluación realizada en la época de lluvias, de acuerdo con las calificaciones obtenidas en la MDM

Coagulante	Floculante	Calificación obtenida en la MDM (sobre 100)
HXDADMAC50	P-AMIN-AC1	83.75
HXDADMAC20	P-DAD-MAC5	80.00
Al ₂ (SO ₄) ₃	P-DAD-MAC5	68.75
HXCLORHID	P-AMIN-BC7	65.00
PAC	P-ACRIL-AN50	57.50

6.2 Pruebas de jarras del proceso de coagulación-floculación en época de estiaje

6.2.1 Análisis cualitativo de resultados

Las pruebas experimentales en la época de estiaje tuvieron como objetivo evaluar las cinco mejores combinaciones de reactivos que resultaron de las pruebas realizadas en la época de lluvias. Las dosis de estos reactivos empleadas en época de estiaje fueron aquellas que los proveedores recomendaron para remoción de algas en el agua, y éstas fueron mayores a las que se emplearon en época de lluvias.

De las pruebas en laboratorio realizadas en época estiaje se midieron en el agua tratada las variables de respuesta: turbiedad final, color final y clorofila-a. Este último factor es una medida indirecta de la concentración de algas en el agua y la forma de obtenerlo fue a través de un modelo matemático desarrollado por la USEPA, en el cual se emplean los valores de absorbancias en el agua a 664, 647, 630 y 750 nm (USEPA, 1997), los cuales se midieron en cada muestra de agua.

En la Figura 6.8 se presentan los resultados de las pruebas experimentales en términos del porcentaje de remoción de clorofila-a para las cinco combinaciones de reactivos evaluadas. En esta figura se puede observar que se logra una remoción de clorofila-a del 91 al 100% con la combinación Al₂(SO₄)₃/P-DAD-MAC5 (floculante constituido de poliDADMAC catiónico, de muy alto peso molecular). Esta fue la combinación que logró la mayor remoción de clorofila-a con respecto a las otras parejas de reactivos, retirando en prácticamente su totalidad las algas en el agua. Esto coincide con diversos estudios identificados en la literatura consultada, en los que la eficiencia de remoción de algas del sulfato de aluminio se ve incrementada en gran medida al utilizar un polímero catiónico como floculante (Henderson *et al.*, 2008; Knappe *et al.*, 2004; Tilton, 1972; Tenney *et al.*, 1969). Sin embargo, las dosis que se emplearon de sulfato de aluminio fueron muy altas, siendo de 5 a 20 veces mayores en comparación con los otros productos. Esto último podría incrementar la producción de lodos, con los problemas de su disposición final que esto conlleva.

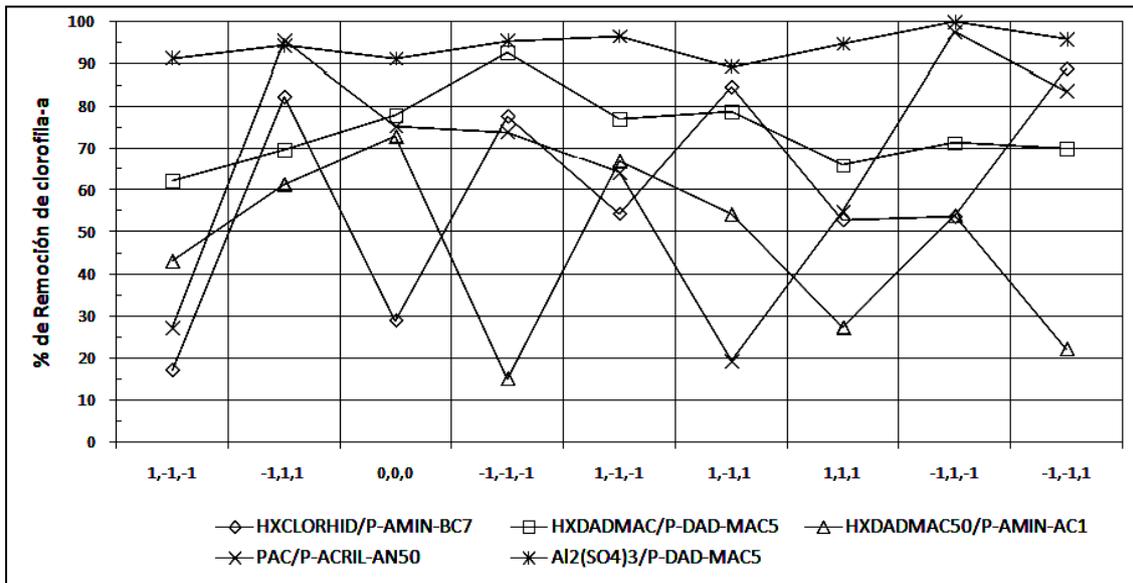


Figura 6.8. Porcentaje de remoción de clorofila-a con cinco diferentes combinaciones de reactivos para la época de estiaje

Además de medir los parámetros finales en estas pruebas, y con la finalidad de explicar mejor los resultados obtenidos, se enviaron algunas muestras de agua cruda y tratada a un laboratorio especializado para la identificación del tipo de algas presente en las muestras. Se enviaron las muestras que presentaron una mayor remoción de clorofila-a en las pruebas experimentales, con el objetivo de observar las especies de algas que fueron las más resistentes al tratamiento de coagulación-floculación. La identificación de las especies de algas estuvo a cargo de un laboratorio acreditado.

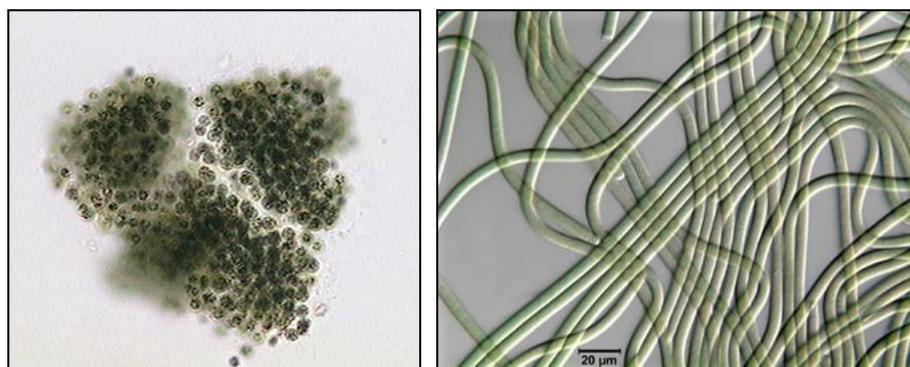
Los resultados de estos análisis mostraron que las algas del grupo de las cianofitas fueron los microorganismos más numerosos encontrados en las muestras de agua cruda y tratada. Se identificaron principalmente las especies *Microcystis aeruginosa* y *Lyngbya sp.* Puede observarse en la Tabla 6.8, que las muestras de agua tratada, con la concentración inicial de 80 µg/L de clorofila-a, fueron las que presentan el mayor número de microorganismos totales, del grupo de las cianofitas. Además, se puede observar que para la concentración de 10 µg/L de clorofila-a inicial se pudo remover en su totalidad los microorganismos presentes en las muestras.

Tabla 6.8. Remoción de clorofila-a y abundancia de algas cuantificadas en los efluentes seleccionados de las pruebas de coagulación-floculación para la PPLB

Coagulante Floculante	Clorofila-a Inicial (µg/L)	Nivel de Coagulante	Nivel de Floculante	Remoción de Clorofila-a (%)	Cianofitas (org/mL)		Microorg. Totales (org/mL)
					(a)	(b)	
HXDADMAC50 P-AMIN-AC1	10	1	1	61.3	----	----	0
	45	0	0	72.7	783	783	1,566
	80	-1	1	54.1	627	4,246	4,873
HXDADMAC20 P-DAD-MAC5	10	-1	-1	92.6	----	----	0
	45	0	0	77.7	----	156	156
	80	-1	1	78.6	311	311	622
PAC P-ACRIL-AN50	10	1	-1	97.6	----	156	156
	45	0	0	75.1	156	311	467
	80	1	-1	69.7	156	472	628
HXCLORHID P-AMIN-BC7	10	-1	1	88.7	----	----	0
	45	0	0	28.9	----	156	156
	80	-1	1	84.4	472	311	783
Al ₂ (SO ₄) ₃ P-DAD-MAC5	10	1	-1	FLD	----	----	0
	45	0	0	91.1	----	156	156
	80	1	1	94.7	156	----	156
Agua cruda, 10 µg/L de clorofila-a					----	783	783
Agua cruda, 80 µg/L de clorofila-a					627	3,458	4,241

FLD: Fuera del Límite de Detección; ---- No Detectado; (a) *Lyngbya sp.*; (b) *Microcystis aeruginosa*

De acuerdo a lo reportado en literatura, las especies de algas *Lyngbya sp.* y *Microcystis aeruginosa* son difíciles de remover por el proceso de coagulación-floculación-sedimentación debido a que éstas pueden formar colonias de gran tamaño y tienen la capacidad de flotar, auxiliadas por vacuolas especiales y por la producción de burbujas de oxígeno durante la fotosíntesis (Henderson *et al.*, 2008). Además, de acuerdo con un estudio realizado por Taakara y colaboradores en 2007, se observó que las sustancias orgánicas extracelulares e intracelulares en el alga *Microcystis aeruginosa* tienen una alta afinidad por las moléculas de policloruro de aluminio, formando compuestos complejos (quelatos) entre estas proteínas y el PACl, inhibiendo así el proceso de coagulación-floculación e incrementando la demanda de coagulante. En la Fotografía 6.1 se muestra una imagen representativa de las especies de algas *Microcystis aeruginosa* y *Lyngbya sp.*



Fotografía 6.1. Especies de algas cianofitas identificadas en las muestras de agua analizadas (izq.) *Microcystis aeruginosa* y (der.) *Lyngbya sp.* (Piaggio, 2008)

6.2.2 Análisis estadístico de los datos experimentales y selección de las mejores combinaciones de reactivos para las pruebas en época de estiaje

Utilizando el paquete estadístico *Statgraphics* se obtuvieron los modelos matemáticos de cálculo del valor final de las variables de respuesta. Además, empleando el mismo paquete estadístico se pudo determinar la validez de los modelos mediante los reportes del ANOVA, obteniendo de esta manera el coeficiente de correlación o de regresión múltiple R^2 que, en general para las pruebas realizadas en época estiaje tuvo valores entre 75 y 90%, con un promedio del 80%. El ANOVA permitió conocer la influencia de los factores: dosis de coagulante, dosis de floculante y concentración inicial de clorofila-a, en las variables de respuesta tales como: clorofila-a final (Claf), color final (Colf), turbiedad final (Turbf) y pH final (pHf).

En la Tabla 6.9 se muestran, como ejemplo, los coeficientes de regresión obtenidos para los modelos de cálculo de las variables de respuesta para la combinación PAC/P-ACRIL-AN50. En letras negritas se resaltan los coeficientes que tuvieron un efecto significativo sobre las variables respuesta. Debe recordarse que estos coeficientes se sustituyen en un modelo general como el ilustrado en la Ecuación 6.1 para obtener así los modelos de cálculo de cada variable de respuesta. Es conveniente mencionar que, para cada una de las combinaciones, se obtuvieron los coeficientes de regresión de los modelos matemáticos a utilizar en el cálculo de las variables de respuesta, los cuales se pueden consultar en el ANEXO C.

Tabla 6.9. Coeficientes estimados para los modelos de cálculo del valor final de los las variables de respuesta, para la combinación PAC/ P-ACRIL-AN50

Coeficiente	Valor estimado de los coeficientes			
	Claf	Turbf	Colf	pHf
Const. (β_0)	21.003	12.493	39.722	7.097
A:Claf (β_1)	21.148	9.304	17.687	-0.018
B:Coag (β_2)	-7.984	-9.950	-24.687	-0.299
C:Floc (β_3)	2.091	-0.891	9.562	0.013
AB (β_4)	-6.903	-7.209	-17.062	-0.008
AC (β_5)	2.315	-0.640	6.687	0.019
BC (β_6)	0.850	1.599	-10.937	0.040
R^2	94.518	92.192	86.211	96.329
LOF	0.002	0.352	0.076	0.000

A partir de los resultados de las pruebas y, con base en el ANOVA a un nivel de confianza de 95%, se pudo observar que los factores que tienen influencia significativa sobre el proceso de remoción de las variables de respuesta fueron principalmente la concentración inicial de clorofila-a y la dosis de coagulante. Esto coincide con diversos estudios encontrados en literatura que reportan que existe una correlación entre el número de algas presentes en el agua y la dosis de coagulante requerida: entre mayor sea la concentración de estos microorganismos, se requiere de una dosis más alta coagulante (Henderson *et al.*, 2008; Takaara *et al.*, 2007; Knappe *et al.*, 2004; Briley y Knappe, 2002). Cabe señalar que, de acuerdo a los resultados obtenidos en la mayoría de los ANOVAS, la dosis de floculante no fue significativa para el proceso de

remoción de los parámetros respuesta (de manera similar a lo ocurrido para la época de lluvia). Esto indica que la dosis de floculante puede tomar diversos valores dentro del intervalo evaluado, sin que esto afecte notablemente la respuesta esperada.

6.2.3 Selección de las mejores combinaciones y optimización de las dosis de reactivos para el proceso de coagulación-floculación de agua en época de estiaje

La determinación de las dosis óptimas de los reactivos y la selección de las mejores combinaciones de los mismos se llevó a cabo con un procedimiento similar al que se empleó en la época de lluvias (véase Figura 6.7). Una vez que se obtuvieron los modelos matemáticos de cálculo de los valores finales de las variables de respuesta, se optimizaron las dosis de reactivos coagulantes y floculantes utilizando para ello el algoritmo informático “PROGRAMA SELECCIÓN”. Para la optimización se empleó el modelo matemático de color final, con el objetivo de obtener el valor mínimo de color, deseablemente menor a 5 UPTCo, mediante iteraciones del modelo variando las dosis de coagulante y floculante. Los valores de las dosis óptimas de los reactivos, para la concentración más baja y la más alta de clorofila-a inicial, se presentan a continuación en la Tabla 6.10.

Tabla 6.10. Dosis óptimas de los reactivos utilizados para remoción de algas a la concentración más baja y más alta de de clorofila-a

Coagulante Floculante	Dosis óptima de reactivos para remoción de clorofila-a de 10 µg/L (mg/L)	Dosis Óptima de reactivos para remoción de clorofila-a de 80 µg/L (mg/L)
HXDADMAC50	5.00	5.00
P-AMIN-AC1	0.29	0.10
HXDADMAC20	1.00	1.00
P-DAD-MAC5	0.10	0.70
PAC	20.0	20.0
P-ACRIL-AN50	0.50	0.10
HXCLORHID	1.80	1.80
P-AMIN-AC7	0.10	0.10
Al ₂ (SO ₄) ₃	11.25	11.25
P-DAD-MAC5	0.10	0.70

En la Figura 6.9 se presentan los valores calculados para cada una de estas variables de respuesta. Como se puede observar en las gráficas, la clorofila-a y el color son difíciles de remover del agua cuando ésta contiene algas. Sólo en condiciones de bajo contenido de clorofila-a inicial (10 µg/L en este estudio), y con la combinación HXDADMAC50/P-AMIN-AC1, se logró cumplir con los límites finales establecidos de 5 UPtCo de color y de 10 µg/L de clorofila-a (límite establecido de acuerdo con la EPA en Water Resource Board, 2005), mientras que en las demás condiciones experimentales se sobrepasan dichos límites. La combinación que incluye al $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ libre de Fe, logró alcanzar las concentraciones finales más bajas de clorofila-a, sin embargo, éste fue uno de los coagulantes que utilizó las dosis más altas, lo que podría generar una gran cantidad de lodo.

De acuerdo a los resultados obtenidos para la época de estiaje, se puede observar que las combinaciones utilizadas, que habían tenido un buen desempeño para remover turbiedad en las pruebas de época de lluvias, no presentaron un buen desempeño para reducir parámetros como el color a los niveles requeridos cuando hay presencia de algas en el agua. Una posible explicación de este fenómeno es que en presencia de materia orgánica en el agua, las dosis de coagulantes que se requieren deben ser más altas, ya que la superficie de las partículas de fitoplancton contiene grupos funcionales, como carboxilos, que atraen a los iones del coagulante, incrementando la demanda de éste para tratar el agua (Takaara *et al.*, 2007).

En contraste, los resultados de remoción de turbiedad, fueron satisfactorios en la gran mayoría de las combinaciones y pruebas. Todos los reactivos evaluados en esta época de estiaje fueron los que obtuvieron los mejores resultados de remoción de turbiedad en las pruebas realizadas con agua de la época de lluvias. Los reactivos que mejor se desempeñaron para la remoción de turbiedad, a una concentración inicial de 80 µg/L de clorofila-a, fueron el HXDADMAC50/P-AMIN-AC1, seguido del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ /P-AMIN-BC7 y el HXCLORHID/P-AMIN-BC7.

Con respecto al pH final, se puede decir que, en general, con los productos evaluados y a los tres niveles de clorofila-a estudiados se podrá cumplir con el valor requerido por la NOM-127-SSA1-1994, que establece que este parámetro debe tener un valor comprendido dentro del intervalo de 6.5 a 8.5. Cabe señalar que la combinación que incluye al $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ libre de hierro fue la que obtuvo los valores más bajos de pH en el agua tratada, como era de esperarse. Sin embargo, los efluentes podrán cumplir con el límite establecido en la norma oficial antes mencionada.

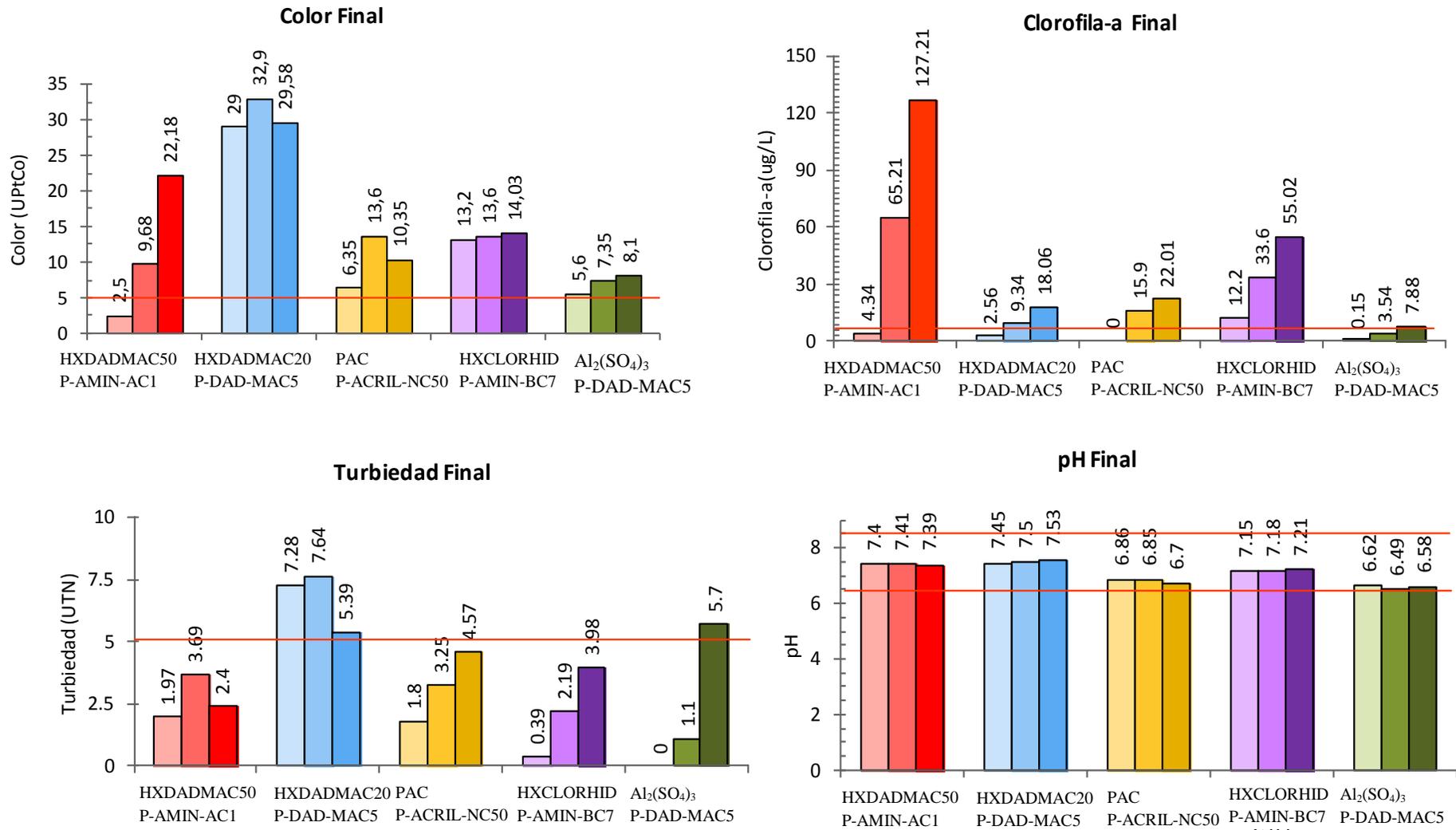


Figura 6.9. Valores de las variables de respuesta calculados con los modelos estadísticos para tres diferentes valores iniciales de clorofila-a. La línea roja en cada gráfica indica el criterio de calidad para cada variable

6.2.4 Evaluación final de la factibilidad técnica y económica

6.2.4.1 Matriz de decisión multicriterio final (MDMF)

Empleando los modelos estadísticos de cálculo desarrollados en *Statgraphics*, se calcularon las dosis óptimas de reactivos que permitan obtener efluentes con un color final igual o menor a 5 UPtCo. Al obtener el valor de estas dosis se pudo estimar los valores finales de las variables de respuesta restantes y así poder observar si los reactivos permitían cumplir con los objetivos para el agua tratada. Los valores finales de los factores se utilizaron para elaborar una MDMF con la cual se evaluó el desempeño técnico de cada combinación de reactivos. Las calificaciones que se asignaron en cada aspecto fueron de cero a cinco, de acuerdo con su desempeño técnico y con su costo económico.

En esta MDMF se promediaron las calificaciones de las dos épocas, la de lluvia y la de estiaje. Se calificó el desempeño final únicamente de las cinco combinaciones que fueron utilizadas en las pruebas de la época de estiaje, debido a que al mismo tiempo fueron las parejas de reactivos que mejores calificaciones obtuvieron en la evaluación de la época de lluvias.

De igual manera que para la época de lluvias, en la MDMF se calcularon calificaciones ponderadas para cada uno de los aspectos técnicos y económicos propuestos en este trabajo; las cuales se promediaron para obtener una calificación total, que abarque los dos aspectos. Las calificaciones ponderadas se obtuvieron como indican las ecuaciones Ecuación 6.2 a la Ecuación 6.4.

Una vez obtenidas las calificaciones totales fue posible determinar la combinación de coagulante y floculante que presentó el mejor desempeño en el tratamiento del agua y el menor costo de tratamiento. El procedimiento detallado de la manera como se realizó la evaluación en la MDM se puede consultar el apartado 6.1.4 *Evaluación de la Factibilidad Técnica y Económica de los Reactivos para la época de Lluvias*, de este manuscrito.

6.2.4.2 Aspectos técnicos y económicos

Un aspecto técnico adicional en las pruebas de esta época fue la concentración final de clorofila-a en el agua. Este parámetro se evaluó con un criterio de aceptación de 3 $\mu\text{g/L}$, por observarse que por encima de este valor puede reducirse las corridas de filtración en filtros de arena en plantas potabilizadoras (Water Resource Board, 2005; Hess *et al.* 2002; Jun *et al.*, 2001).

Clorofila-a Final ($\mu\text{g/L}$): Este aspecto se calificó tomando en cuenta la concentración final de clorofila-a detectada en $\mu\text{g/L}$ de agua tratada. Este aspecto recibió las siguientes calificaciones.

- 5= Óptimo (0.0-3.0 $\mu\text{g/L}$)
- 4= Muy bueno (3.0-6.0 $\mu\text{g/L}$)
- 3=Bueno (6.0-10.0 $\mu\text{g/L}$)
- 2=Regular (10.0-15.0 $\mu\text{g/L}$)
- 0=No suficiente (>15 $\mu\text{g/L}$)

En la Tabla 6.11 y en la Tabla 6.12 se muestra la evaluación técnica y económica, respectivamente, de las combinaciones de reactivos utilizadas en las pruebas de la época de estiaje.

Tabla 6.11. Resultados de la factibilidad técnica por el método de MDM para las 5 mejores combinaciones de coagulante-floculante (Época de Estiaje)

	Coagulante	Floculante	Calificación /Equivalencia	Época de Estiaje				SUBTOTAL
				Color Final (UPTCo)	Clorofila Final (µg/L)	Turbiedad Final (UTN)	pH	
				5= Óptimo (0.0-2.5) 4= Muy bueno (2.5-5.0) 3=Bueno (5.0) 2=Regular (5.0-7.5) 1=Suficiente (7.5-10.0) 0=Límite (10.0)	5= Óptimo (0.0-3.0) 4= Muy bueno (3.0-6.0) 3=Bueno (6.0-10.0) 2=Regular (10.0-15.0) 0=No suficiente (>15)	5= Óptimo (0.0-2.5) 4= Muy bueno (2.5-5.0) 3=Bueno (5.0) 2=Regular (5.0-7.5) 1=Suficiente (7.5-10.0) 0=Límite (10.0)	5=Excelente 6.5-8.5 0=Cualquier otro valor	
Nombre	HXDADMAC20	P-DAD-MAC5	A	0	0	2	5	7.00
			A/B	0	0	0.10	0.25	0.35
Dosis	11.078	1.797	Cp	0	0	5.00	12.50	17.50
Nombre	HXDADMAC50	P-AMIN-AC1	A	0	0	5	5	10.00
			A/B	0	0	0.25	0.25	0.50
Dosis	10.44	0.787	Cp	0	0	12.50	12.50	25.00
Nombre	HXCLORID	P-AMIN-BC7	A	0	0	4	5	9.00
			A/B	0	0	0.20	0.25	0.45
Dosis	76.393	0.711	Cp	0	0	10.00	12.50	22.50
Nombre	PAC	P-ACRIL-AN50	A	0	0	4	5	9.00
			A/B	0	0	0.20	0.25	0.45
Dosis	148.573	1.797	Cp	0	0	10.00	12.50	22.50
Nombre	Al ₂ (SO ₄) ₃	P-DAD-MAC5	A	0	5	2	5	12.00
			A/B	0	0.25	0.10	0.25	0.60
Dosis	148.873	1.797	Cp	0	12.50	5.00	12.50	30.00

A: Calificación, $A/B = A / (n_i * A_{max}) = A / (4 * 5)$; $Cp = A/B * 50$ (Cp es la calificación ponderada)

Tabla 6.12. Resultados de la factibilidad económica por el método de MDM para las 5 mejores combinaciones de coagulante-floculante (Época de Estiaje)

	Coagulante	Floculante	Calificación /Equivalencia	Costo de Dosis (USD\$/Dia)		SUBTOTAL	TOTAL
				Costo Dosis Coagulante	Costo Dosis Floculante		
				5=32 800-39 000 4=39100-45 300 3=45 400-51 500 2=51 600-57 700 1=57 800-64 000 0 = > 64 100	5=3 100 - 4 200 4=4 210 - 5 400 3=5 500 - 6 500 2=6 600 - 7 700 1=7 800-8 800 0= > 8 900		
Nombre	HXDADMAC20	P-DAD-MAC5	A	4	0.0	4.0	11.0
			A/B	0.4	0.0	0.4	0.8
Dosis	11.078	1.797	Cp	20.0	0.0	20.0	37.5
Nombre	HXDADMAC50	P-AMIN-AC1	A	5.0	5.0	10.0	20.0
			A/B	0.5	0.5	1.0	1.5
Dosis	10.44	0.787	Cp	25.0	25.0	50.0	75.0
Nombre	HXCLORHID	P-AMIN-BC7	A	0.0	5.0	5.0	14.0
			A/B	0.0	0.5	0.5	1.0
Dosis	76.393	0.711	Cp	0.0	25.0	25.0	47.5
Nombre	PAC	P-ACRIL-AN50	A	0.0	0.0	0.0	9.0
			A/B	0.0	0.0	0.0	0.5
Dosis	148.573	1.797	Cp	0.0	0.0	0.0	22.5
Nombre	Al2(SO4)3	P-DAD-MAC5	A	3.0	0.0	3.0	15.0
			A/B	0.3	0.0	0.3	0.9
Dosis	148.873	1.797	Cp	15.0	0.0	15.0	45.0

A: Calificación, $A/B = A / (n_i * A_{max}) = A / (4 * 5)$; $C_p = A/B * 50$ (C_p es la calificación ponderada)

De acuerdo a los resultados obtenidos en la evaluación de la factibilidad técnica-económica para la época de estiaje, se puede decir que la combinación HXDADMAC50/P-AMIN-AC1 es la que produce el menor costo de tratamiento en época de estiaje. Sin embargo, la combinación de $Al_2(SO_4)_3$ /P-DAD-MAC5 fue la que mejor evaluación técnica presentó en esta época, al obtenerse la mejor remoción de clorofila-a. Es conveniente mencionar que la mayoría de las combinaciones que fueron evaluadas en esta época presentó problemas para la remoción de color y de clorofila-a, situación que, como se ha explicado anteriormente, se puede deber a la presencia misma de las algas en el agua, debido a que éstas contienen sustancias intra y extracelulares (EOM), como proteínas, que tienen afinidad por las moléculas de coagulante, en particular de los PACl, lo que aumenta la demanda de coagulante y reduce la eficacia del proceso de coagulación-floculación utilizando este tipo de reactivo (Takaara *et al.*, 2007). Además, en otros estudios se ha encontrado que la EOM de las algas puede causar mayor demanda de polímeros orgánicos catiónicos (por ejemplo, el pDADMAC) reduciendo la cantidad de polímero disponible para la floculación de estos microorganismos (Haarhoff y Cleasby; 1989). Teniendo esto en cuenta y ante la necesidad de abatir los costos globales de tratamiento, se realizó una evaluación conjunta de los resultados de la evaluación en la época de lluvias y los de la época de estiaje, en una MDM Final. Esta MDM Final presenta las calificaciones promedio obtenidas por las cinco combinaciones que se evaluaron en la época de estiaje, que a su vez son las que mejor desempeño presentaron en la época de lluvias.

A continuación, se presenta la MDM final en la Figura 6.10. En esta tabla se puede observar que tanto para la época de lluvias como la de estiaje, la combinación HXDADMAC50/P-AMIN-AC1, fue la que obtuvo la mejor calificación global, con 84.64 puntos sobre un total de 100. Esto quiere decir que esta combinación es la que en promedio otorga la mejor calidad de agua después del tratamiento y los menores costos del proceso. Una vez que se determinó la combinación de reactivos con los mejores resultados globales para la época de lluvia y de estiaje, se decidió evaluar con esta combinación el efecto de una etapa de preoxidación sobre la remoción de algas en el agua, anterior al proceso de coagulación y floculación. Los resultados de esta evaluación se describen en el siguiente apartado.

Tabla 6.13. Resultados finales de la factibilidad técnica-económica por el método de MDM para las 5 mejores combinaciones de coagulante-floculante utilizados para la época de lluvia y la época de estiaje.

	Coagulante	Floculante	Calificación /Equivalencia	Evaluación Técnica Promedio		SUBTOTAL	Costo de Dosis (USD\$/Dia)		SUBTOTAL	TOTAL
				Época de Lluvias	Época de Estiaje		Costo Dosis Coagulante	Costo Dosis Floculante		
				5= Óptimo 4= Muy bueno 3=Bueno 2=Regular 1=Suficiente 0=Límite	5= Óptimo 4= Muy bueno 3=Bueno 2=Regular 1=Suficiente 0=Límite		5=32 800-39 000 4=39100-45 300 3=45 400-51 500 2=51 600-57 700 1=57 800-64 000 0 = > 64 100	5=3 100 - 4 200 4=4 210 - 5 400 3=5 500 - 6 500 2=6 600 - 7 700 1=7 800-8 800 0= > 8 900		
Nombre	HXDADMAC20	P-DAD-MAC5	A	3.43	1.75	5.18	4	0	4	9.18
			A/B	0.34	0.18	0.52	0.4	0	0.4	0.92
Dosis	11.078	1.797	Cp	17.14	8.75	25.89	20.0	0	20	45.89
Nombre	HXDADMAC50	P-AMIN-AC1	A	4.43	2.50	6.93	5	5	10	16.93
			A/B	0.44	0.25	0.69	0.5	0.5	1	1.69
Dosis	10.44	0.787	Cp	22.14	12.50	34.64	25.0	25.0	50	84.64
Nombre	HXCLORHID	P-AMIN-BC7	A	3.43	2.25	5.68	0	5	5	10.68
			A/B	0.34	0.23	0.57	0	0.5	0.5	1.07
Dosis	76.393	0.711	Cp	17.14	11.25	28.39	0	25.0	25	53.39
Nombre	PAC	P-ACRIL-AN50	A	3.71	2.25	5.96	0	0	0	5.96
			A/B	0.37	0.23	0.60	0	0	0	0.60
Dosis	148.573	1.797	Cp	18.57	11.25	29.82	0	0	0	29.82
Nombre	Al ₂ (SO ₄) ₃	P-DAD-MAC5	A	2.14	3.00	5.14	3	0	3	8.14
			A/B	0.21	0.30	0.51	0.3	0	0.3	0.81
Dosis	148.873	1.797	Cp	10.71	15.00	25.71	15.0	0	15	40.71

6.3 Pruebas de preoxidación del proceso de coagulación-floculación para mejorar la remoción de algas, color y turbiedad del agua en época de estiaje

En estas pruebas se estudió el efecto de dos preoxidantes en la remoción de algas del agua por los procesos de coagulación-floculación-sedimentación. Se evaluaron cuatro factores en cada una de las pruebas: dosis de coagulante (Coag), dosis de floculante (Floc), concentración inicial de clorofila-a (Cla) y dosis de preoxidante (Preox). Por otra parte, las variables de respuesta que se midieron: fueron Clorofila-a Final (Claf), Color Final (Colf), Turbiedad Final (Tubf), pH Final (pHf) y Carbono Orgánico Total final (COT).

Los valores de dosis de coagulante, floculante, concentración inicial de clorofila-a y de dosis de preoxidante que se utilizaron en esta etapa de pruebas de preoxidación fueron las que se muestran en la Tabla 6.14.

Tabla 6.14. Dosis de coagulante, floculante, preoxidantes y concentraciones de clorofila-a utilizadas en las pruebas de preoxidación

Factores	Puntos del diseño experimental				
	-1.48	-1	0	1	1.48
Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	10	21	45	69	80
Dosis de coagulante HXDADMAC50 (mg/L)	5	12.3	27.5	42.7	50
Dosis de Floculante P-AMIN-AC1 (mg/L)	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5
Dosis de ión hipoclorito Cl (mg/L)	0	0.8	2.5	4.2	5
Dosis de ClO_2 (mg/L)	0	0.8	2.5	4.2	5

La caracterización del agua cruda utilizada en estas pruebas se muestra en la Tabla 6.15, para cada concentración inicial de clorofila-a. En esta tabla se observa que los valores de color inicial se ubican en el intervalo de 56 y 180 UPtCo, la turbiedad inicial se situó entre 14.43 y 65.29 UTN y la concentración de COT entre 4.332 y 6.584 mg/L.

Tabla 6.15. Caracterización inicial del agua utilizada en las pruebas de preoxidación del proceso de Coagulación-Floculación

Nivel de Clorofila-a Inicial	Turbiedad (UTN)	Color (UPtCo)	pH	COT (mg/L)
1.48	65.29	180	7.9	6.58
1	79.30	159	8.04	5.42
0	42.92	102	7.58	4.59
-1	20.60	83	7.79	5.76
-1.48	14.43	56	8.05	4.33

Una vez que se realizaron las pruebas, se empleó el programa *Statgraphics* para realizar el ANOVA y así poder obtener los diagramas de Pareto estandarizado, además de gráficas donde se presentan los efectos de cada factor sobre las variables de respuesta y gráficas que muestran los efectos de las interacciones de dos o más factores sobre las variables de respuesta. Posteriormente, se calcularon las dosis óptimas de reactivos, utilizando el modelo matemático que describe a la variable color final, hasta lograr obtener un valor para esta variable ya fuera menor o igual a 2.5 UPtCo. Una vez obtenidas estas dosis, se estimó el valor que las demás variables de respuesta tendrían a estos valores de dosis. Lo anterior se obtuvo tanto para los resultados de las pruebas realizadas con hipoclorito de sodio como para las efectuadas con dióxido de cloro.

En el diagrama de Pareto estandarizado, se presentan los efectos de cada factor divididos entre su error estándar. Una forma sencilla de hacer una prueba para determinar si un factor es significativo mediante este diagrama, es trazar una línea a la altura del valor crítico, el cual se obtiene de tablas de la distribución de *T* de *Student* utilizando el nivel de significancia α (comúnmente $\alpha=0.05$) y ν grados de libertad. Cuando los efectos rebasan la línea del valor crítico (hacia la derecha) se interpreta como un valor-P menor a 0.05 y por lo tanto tiene un efecto significativo (Gutiérrez, 2008).

Por otro lado, las gráficas de efectos principales se emplean para observar el cambio en el valor de la variable de respuesta (presentado en el eje de las ordenadas y) cuando cambia el valor de un factor (eje de las abscisas x). Sobre el plano cartesiano se traza una línea que una el valor promedio de la variable de respuesta obtenido en las pruebas realizadas al nivel más bajo del factor (por ejemplo, un valor codificado de -1.48) hasta el promedio de la variable de respuesta observada en el nivel más alto del factor (por ejemplo, +1.48). Entre mayor sea la pendiente de esta línea, mayor será el efecto del factor. Cuando la pendiente es pequeña, puede decirse que el factor no tiene un efecto significativo sobre la variable.

Por otra parte, la forma en que se interpretan las gráficas de las interacciones de los factores ya fue explicada previamente en este trabajo, en el apartado 6.1.2 *Análisis estadístico de los datos experimentales* para la época de lluvias. Una de las ventajas de la gráfica de interacción es la de ayudar a seleccionar la condición a la cual debe operarse el proceso para mejorar su desempeño. El análisis que se realiza de la gráfica de interacciones domina sobre el que se hace sobre la de los efectos principales (Gutiérrez, 2008).

6.3.1 Pruebas de preoxidación utilizando hipoclorito de sodio

Con los resultados experimentales se realizó el ANOVA y se obtuvieron los diagramas de Pareto estandarizado, utilizando *Statgraphics*. Tales diagramas se muestran en la Figura 6.10 se puede observar que los factores individuales que influyeron en la mayoría de las variables de respuesta fueron la dosis de coagulante y la concentración inicial de clorofila-a, con excepción de la concentración del COT (inciso e), donde sólo influyó la dosis de coagulante. En el caso de las variables clorofila-a final, color final y turbiedad final, los dos factores mencionados anteriormente influyeron en forma positiva, esto quiere decir que entre mayor fuera el valor de los factores, también aumentaba el valor de la variable de respuesta. En el caso del pHf, los dos factores afectaron negativamente a la variable respuesta, esto significa que al aumentar la dosis de coagulante, el pH se redujo, sucediendo de igual manera cuando se incrementó la concentración inicial de clorofila-a.

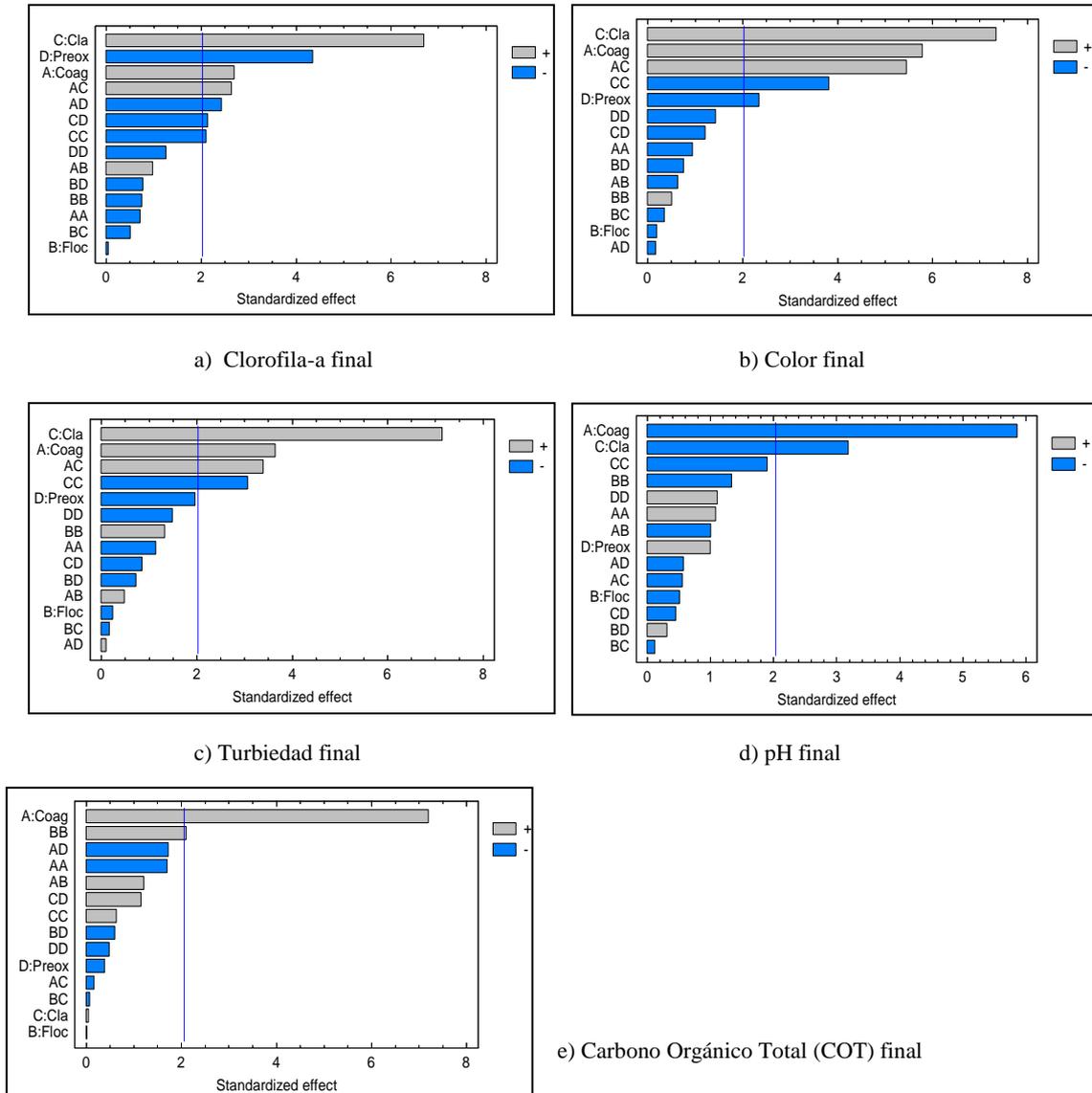


Figura 6.10. Diagramas de Pareto para las variables de respuesta estudiadas. Preoxidante: hipoclorito de sodio

La dosis de preoxidante influyó en los valores de clorofila-a final y color final, principalmente. En ambas variables de respuesta, la dosis de preoxidante tuvo un efecto negativo, lo que quiere decir que a medida que aumentaba el valor de este factor, se reducía la concentración final de clorofila-a, efecto que es deseable para fines de este estudio. Así mismo, el color final redujo su valor cuando se incrementó la dosis de preoxidante.

Con la finalidad de observar más detalladamente el efecto que provocó cada uno de los factores de influencia se puede apoyar con la Figura 6.11.

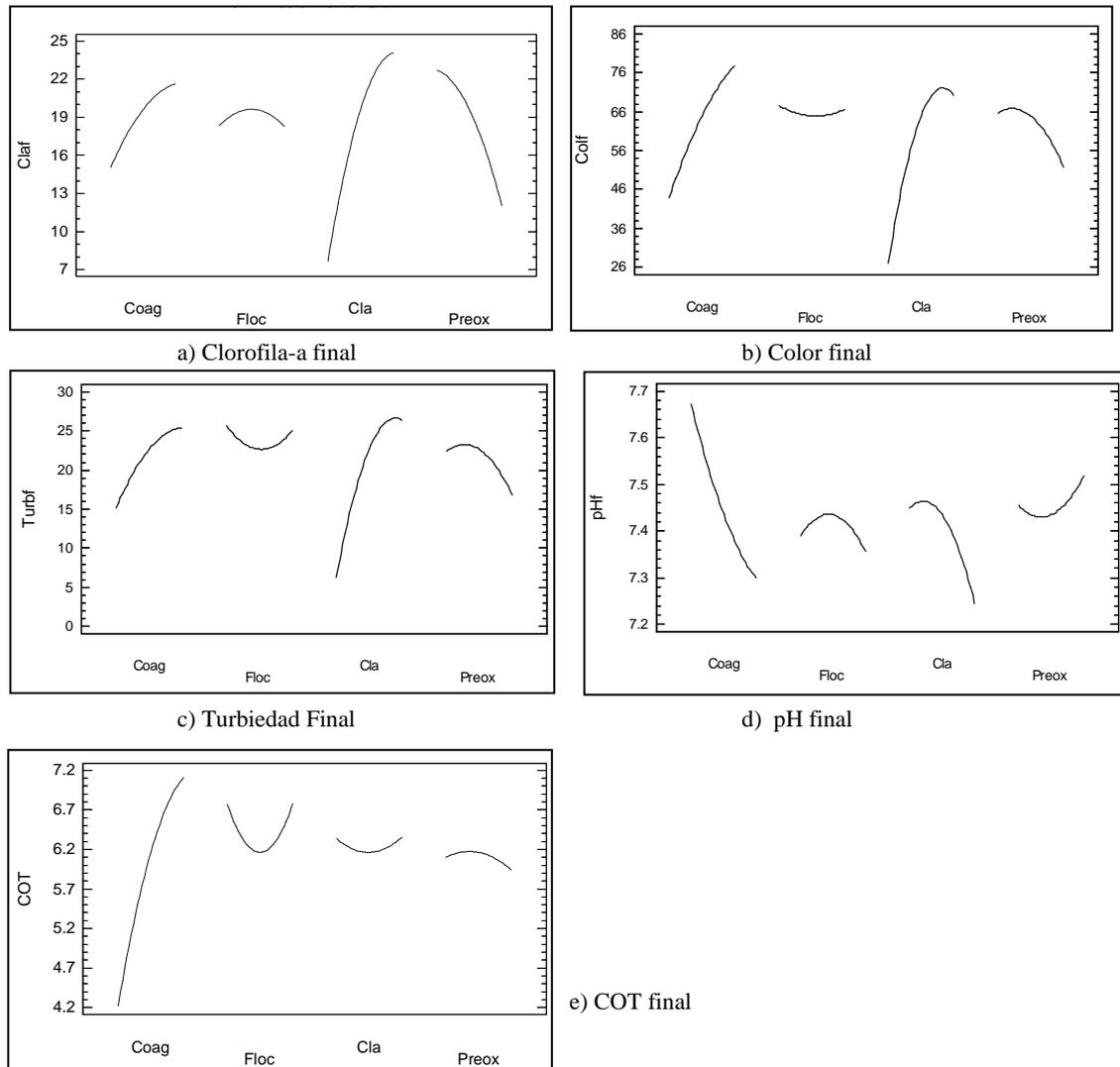


Figura 6.11. Efectos de los factores principales sobre las variables respuesta. Preoxidante: hipoclorito de sodio

De la figura anterior puede observarse que la dosis de coagulante (Coag) tiene un efecto tal en la concentración final de clorofila-a (Claf), que al variar ese factor entre su dosis más baja y la más alta, resultó en concentraciones del pigmento que fueron entre los 15 a los 20 $\mu\text{g/L}$ en promedio, respectivamente. Por otra parte, el intervalo de dosis de coagulante tiene un efecto en el color final (Colf), de tal forma que esta variable cambió entre 44 y 78 UPTCo. Respecto a la turbiedad final (Turbf), se lograron obtener valores que van desde los 15 a los 25 UTN en el intervalo de dosis de coagulante utilizadas. El valor final de pH (pHf), se ubicó entre 7.7 y 7.3 al variar entre la menor y la mayor dosis de coagulante. La dosis de coagulante también tuvo efecto sobre la concentración final de COT, pudiendo resultar entre 4.2 y 7.2 mg/L.

La dosis de floculante (Floc), no tuvo efecto significativo sobre ninguna de las variables estudiadas, esto puede observarse en la Figura 6.11, al denotar que el valor de las variables respuesta prácticamente no cambiaba cuando se emplea la menor dosis de floculante o la mayor, lo cual corrobora lo observado en los diagramas de Pareto.

La concentración inicial de clorofila-a (Cla) tuvo efecto sobre la concentración final de este mismo pigmento (Claf), pero además sobre la turbiedad final, el color final y el pH final; sin embargo, no hubo un efecto significativo sobre la concentración de COT final. En el caso de

la concentración final del pigmento, ésta se ubicó entre los 7 y los 24 $\mu\text{g/L}$, cuando la concentración inicial de clorofila-a fue de 10 y 80 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Los valores de la variable de respuesta se ubicaron por encima del criterio de calidad de este estudio. El color final, por otra parte, también se vio afectada por este factor, obteniéndose valores promedio entre 26 y 72 UPtCo cuando se realizaron las pruebas a la menor y mayor concentración inicial de clorofila-a, respectivamente. La turbiedad final también se vio afectada por un cambio en la concentración inicial del pigmento, debido a que esta variable osciló entre las 7 y 27 UTN. El pHf mostró una ligera reducción cuando la concentración inicial de clorofila-a aumentó, adquiriendo valores que fueron desde 7.46 a 7.23. Por otro lado, la concentración inicial del pigmento no presentó ningún efecto sobre la concentración de COT final, debido a que no hay un cambio significativo entre los resultados obtenidos al hacer las pruebas con la menor y mayor concentración del pigmento sobre el valor de COT.

La dosis de preoxidante (Preox) tuvo impacto sobre el valor final de clorofila-a, debido a que mientras la dosis aumentó, el valor del pigmento disminuyó desde 23 a 12 $\mu\text{g/L}$. En cuanto al color final, también se observó un efecto significativo, al cambiar de valor esta variable desde las 66 a 52 UPtCo cuando se aumentó la dosis de preoxidante entre su valor más bajo y más alto. La turbiedad final no se vio afectada por la dosis de preoxidante, aunque esta se redujo de 23 a 17 UTN, mientras aumentaba de valor dentro de su intervalo. El pH y la concentración final de COT no se vieron influenciados significativamente por la dosis de preoxidante.

Hasta ahora, se observaron los efectos aislados de cada factor sobre las variables de respuesta; sin embargo, también se observó que hubo efectos en las respuestas causados por interacciones entre los factores, tales efectos se pueden explicar con ayuda de la Figura 6.12, y es importante recordar que un efecto provocado por una interacción entre factores tiene una mayor importancia sobre los efectos principales a la hora de tomar una decisión para optimizar un proceso.

Al observar la Figura 6.12, se puede notar que el valor de clorofila-a final se vio afectado por la interacción coagulante (A)-clorofila (C). El valor más bajo de clorofila-a (4 $\mu\text{g/L}$) se alcanzó cuando la dosis de coagulante y la concentración inicial de clorofila-a se encontraron en su nivel más bajo, es decir, 10 $\mu\text{g/L}$ de clorofila-a inicial y una dosis de coagulante de 5 mg/L. La interacción coagulante (A)-preoxidante (D) también tiene un efecto sobre la concentración final de la clorofila-a, y esta variable de respuesta registró su valor más bajo (10 $\mu\text{g/L}$) cuando la dosis de coagulante fue la más baja y la de preoxidante fue la más alta de las evaluadas (5 mg/L). La interacción de clorofila (C)- preoxidante (D) también tuvo un efecto significativo sobre la remoción de la clorofila-a, notándose que la mayor reducción de este pigmento, hasta alcanzar cerca de 4 $\mu\text{g/L}$, se logró al emplear la menor concentración inicial de clorofila-a y la mayor dosis de preoxidante.

La única interacción que tuvo un efecto significativo sobre el color final fue aquella de dosis de coagulante (A) y la clorofila (C). Se puede observar que cuando la dosis de coagulante permaneció en el nivel más bajo, se obtuvo el menor valor de color para esta interacción (25 UPtCo), notándose que este valor se obtuvo tanto en el nivel más bajo como en el más alto de la concentración de clorofila-a en el agua.

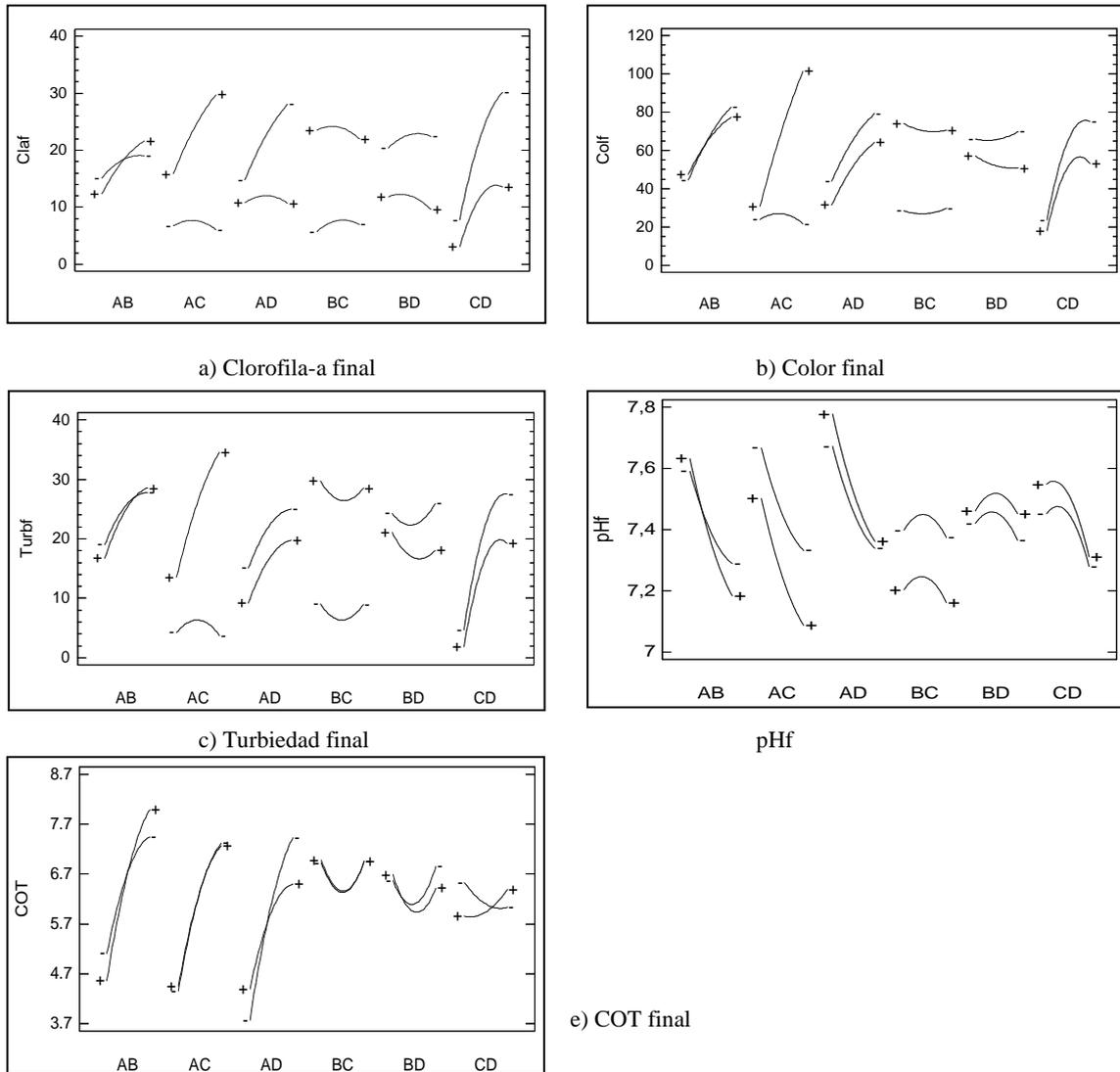


Figura 6.12. Efectos de las interacciones de los factores sobre las variables respuesta. Preoxidante: hipoclorito de sodio. A: Dosis de coagulante, B: Dosis de floculante, C: Concentración inicial de clorofila-a, D: Dosis de preoxidante

En la gráfica de interacciones de los factores (Figura 6.12) se puede observar que únicamente la interacción Coagulante (A) – Clorofila (C) tuvo un efecto significativo sobre la remoción de la turbiedad, presentándose un valor cercano a las 4 UTN para esta variable cuando la dosis de coagulante y la concentración de clorofila-a están en su valor más bajo. Sin embargo, cuando se utilizó la dosis más baja de coagulante, aunque la concentración de clorofila-a fue la más alta, se obtuvieron turbiedades de alrededor de 14 UTN.

Las variables de respuesta pHf y COT final, no se vieron afectadas significativamente por ninguna interacción entre los factores, como se puede observar en la Figura 6.12 y en los diagramas de Pareto estandarizado de la Figura 6.10, por lo que se puede decir que los efectos sobre estas variables fueron por factores en forma independiente.

Con la finalidad de comparar los resultados obtenidos en estas pruebas con preoxidación respecto a la información obtenida en las pruebas de etapas anteriores, se calcularon las dosis óptimas y posteriormente los valores de las variables respuesta a estas dosis. Estas dosis se

obtuvieron utilizando los modelos matemáticos de regresión calculados en *Statgraphics*, con los cuales se pueden estimar los valores de las variables de respuesta (los coeficientes de regresión de los modelos utilizados se encuentran en el ANEXO C). La optimización se realizó para dos casos, uno en el cual la concentración inicial de clorofila-a en el agua es de 10 µg/L y el otro donde la concentración es de 80 µg/L. El criterio que debía cumplir la optimización era que la variable color final fuera igual o menor a 2.5 UPtCo. Con este criterio se obtuvieron las dosis óptimas que posteriormente se sustituyeron en los modelos de las variables restantes para calcular los valores que tendrían éstas a las dosis óptimas.

A continuación, en la Tabla 6.16, se presentan los valores de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, cuando la concentración inicial de clorofila-a fue de 10 µg/L. Por otra parte, las dosis óptimas y los resultados de las variables de respuesta a una concentración de clorofila-a inicial de 80 µg/L se muestran en la Tabla 6.17.

Tabla 6.16. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una concentración de clorofila inicial de 10 µg/L

Factor	Dosis óptima (mg/L)	Variables de Respuesta				
		Colf (UPtCo)	Claf (µg/L)	COT (mg/L)	pHf	Turbf (UTN)
HXDADMAC50	29.10	2.50	0.00	8.44	7.20	0.00
P-AMIN-AC1	0.50					
Hipoclorito de sodio	1.55					

Tabla 6.17. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una concentración de clorofila inicial de 80 µg/L

Factor	Dosis óptima (mg/L)	Variables de Respuesta				
		Colf (UPtCo)	Claf (µg/L)	COT (mg/L)	pHf	Turbf (UTN)
HXDADMAC50	15.0	2.5	4.78	5.54	7.38	2.73
P-AMIN-AC1	0.35					
Hipoclorito de sodio	4.20					

En la Tabla 6.16, donde se presentan los resultados estimados de las variables de respuesta, cuando la concentración inicial de clorofila-a fue de 10 µg/L y al emplear las dosis óptimas para esta concentración de pigmento. En estas condiciones, se logra obtener un valor de color final de 2.50 UPtCo y una turbiedad final de 0.00 UTN con lo cual se cumpliría con los

criterios que están marcados en la NOM-127-SSA1-1994 para agua potable. Por otra parte, la concentración final de clorofila-a estimada es de 0.00 $\mu\text{g/L}$, con lo que se estaría cumpliendo con el límite propuesto en este estudio para garantizar un funcionamiento correcto de los filtros en la PPLB, el cual es de 3 $\mu\text{g/L}$. La concentración final de COT se encuentra en 8.44 mg/L, que representa un aumento respecto a su valor inicial en el agua cruda. Esto último pudo deberse a que el material orgánico (como polisacáridos, proteínas y lípidos) y los metabolitos de las algas se incrementa cuando estos microorganismos sufren una ruptura celular, como sucede cuando se emplean oxidantes en el agua. Este material contribuye significativamente al contenido de carbón orgánico en el agua como se ha observado en otros estudios. Entre mayor sea el contenido de algas en el agua, se incrementa la demanda de químicos que permitan la oxidación del material orgánico liberado por estos microorganismos (Li *et al.*, 2012; Ma *et al.*, 2012; Henderson *et al.*, 2008; Fedorak y Huck, 1989).

En la Tabla 6.17, se pueden observar las estimaciones de los valores finales de las variables respuesta, empleando los modelos matemáticos que describen los resultados experimentales. Cuando la concentración inicial de clorofila-a fue de 80 $\mu\text{g/L}$, se logra obtener un color final de 2.5 UPtCo, al emplear las dosis óptimas de reactivos coagulante-floculante-preoxidante. Así mismo, la turbiedad final puede ser reducida a 2.73 UTN cuando se utilizan tales dosis de reactivos, con lo que se estaría cumpliendo con los requerimientos de calidad para agua potable. La concentración final de clorofila-a se encuentra ligeramente por encima del límite aceptable para el buen funcionamiento de los filtros de arena de la PPLB. La concentración final de COT se encuentra en 5.54 mg/L.

6.3.2 Pruebas de preoxidación utilizando dióxido de cloro

Utilizando los resultados de las pruebas experimentales de preoxidación empleando el dióxido de cloro se obtuvieron los diagramas de Pareto estandarizado, con ayuda del software *Statgraphics*. Tales diagramas se muestran en la Figura 6.13.

Con base en la figura antes mencionada se puede notar que la dosis de coagulante y la concentración inicial de clorofila-a tuvieron efecto sobre todas las variables de respuesta. La dosis de preoxidante afectó significativamente a las variables clorofila-a final, color final y turbiedad final, sin ser un factor importante para el valor final de pH y de COT.

De forma similar a lo ocurrido con los resultados de las pruebas hechas con hipoclorito de sodio, la dosis de coagulante y la concentración inicial de clorofila-a influyeron en forma positiva sobre las variables de respuesta clorofila-a final, color final y turbiedad final, aunque en estas pruebas también ambos factores influyeron de esta forma en la variable COT final. Un efecto positivo significa que entre mayor es el valor de los factores, aumenta el valor de la variable de respuesta. Estos mismos factores afectaron en forma negativa al pHf, debido a que al aumentar la dosis de coagulante el pH se redujo, sucediendo lo mismo cuando se incrementó la concentración inicial de clorofila-a.

La dosis de preoxidante influyó en los valores de clorofila-a final, color final y turbiedad final. Esta última variable no había sido afectada por la dosis de preoxidante en el caso de las pruebas con NaClO. En las tres variables de respuesta, la dosis de preoxidante tuvo un efecto negativo, por lo que a medida que aumentaba el valor de este factor, se reducía la concentración final de clorofila-a, efecto que es deseable para fines de este estudio. Así mismo, el color final redujo su menor valor cuando se incrementó la dosis de preoxidante.

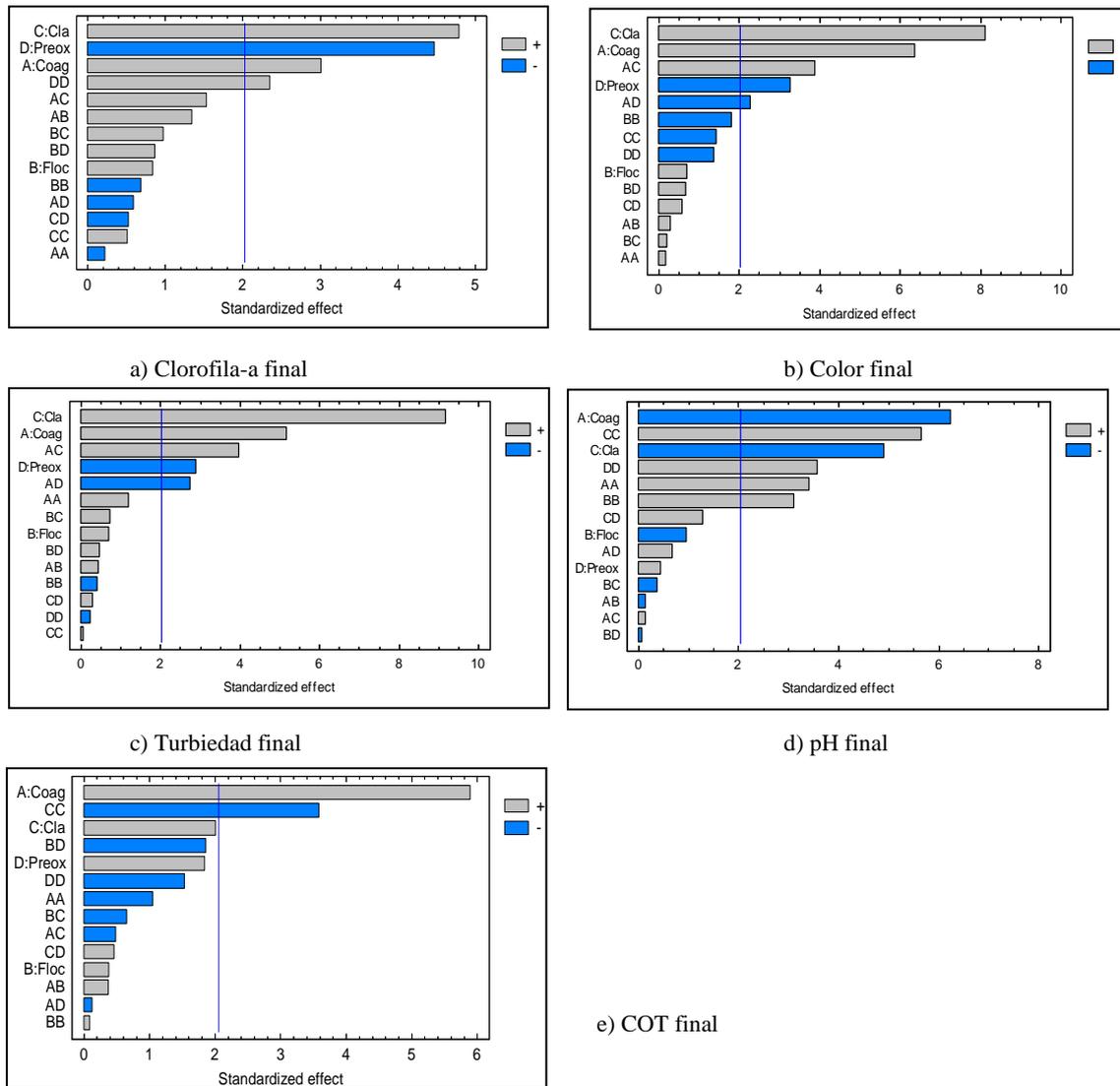


Figura 6.13. Diagramas de Pareto estandarizado para las variables de respuesta. Preoxidante: ClO₂

La influencia que cada factor tuvo sobre las variables respuesta se puede observar en las gráficas de efectos principales que se muestran en la Figura 6.14.

Con base en esta figura, se puede mencionar que a medida que la dosis de coagulante aumentaba, también lo hacía la concentración final de clorofila-a, oscilando esta última entre 2 y 8 µg/L, por lo que se puede decir que la menor dosis de coagulante logró cumplir con el límite de calidad para este pigmento en el agua potable, establecido en este estudio. Por otra parte, el color final se ubicó entre 42 y 76 UPTCo, conforme el la dosis de coagulante aumentaba. Respecto a la turbiedad final, ésta varió entre las 11 y las 22 UTN a medida que la dosis de coagulante se incrementaba. Los valores que se obtuvieron de pH final, como un aumento en la dosis de coagulante estuvieron entre 7.15 y 6.9. Finalmente, la variable COT final obtuvo un valor entre 6.2 hasta 8.6 mg/L, conforme aumentó el valor del factor dosis de coagulante.

La dosis de floculante no tuvo efecto significativo para ninguna de las variables estudiadas, debido a que se obtuvo una respuesta similar al haber realizado las pruebas con la menor y con la mayor dosis de floculante.

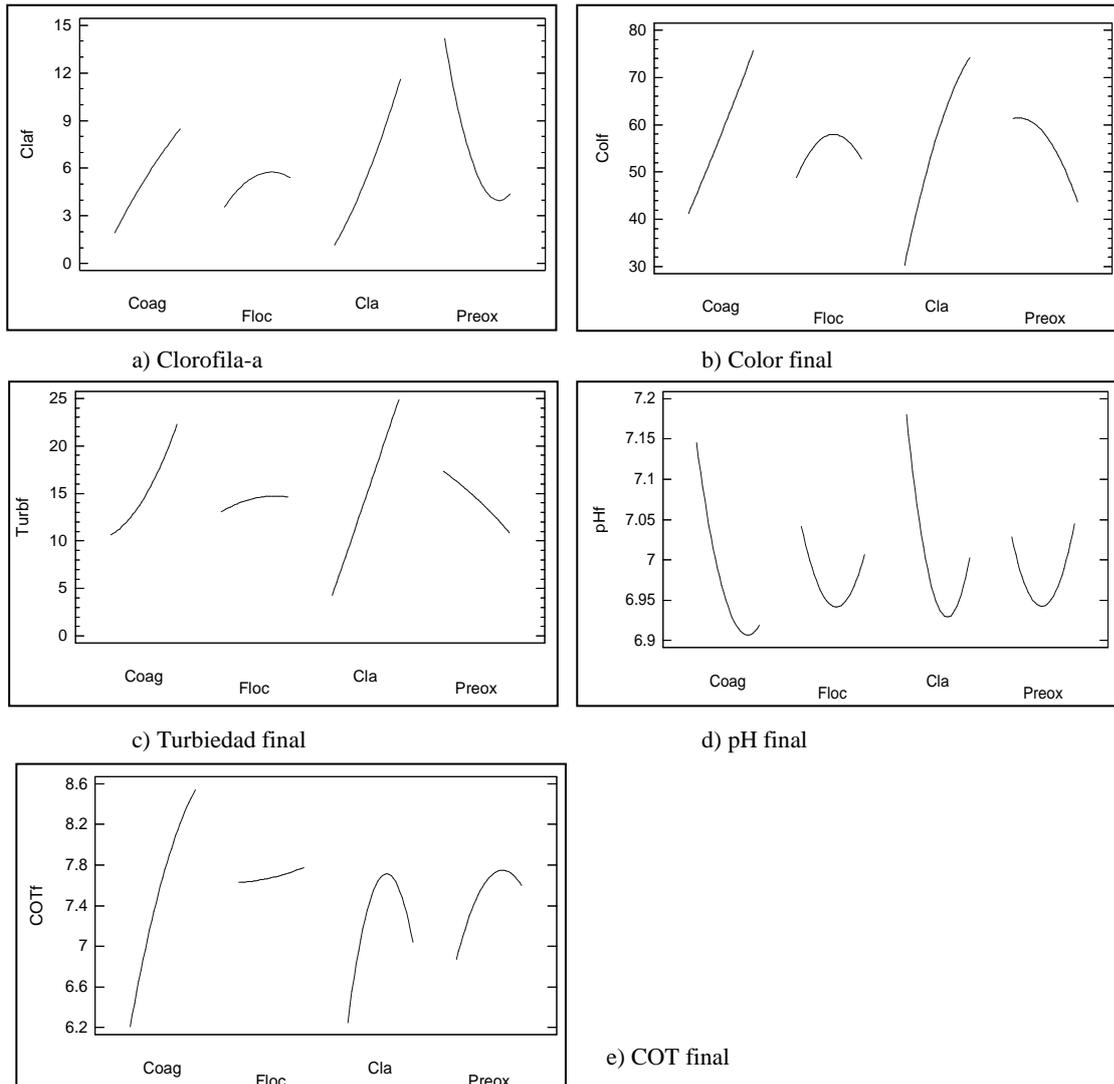


Figura 6.14. Efectos de los factores principales sobre las variables respuesta. Preoxidante: ClO_2

La concentración inicial de clorofila-a tiene un efecto significativo sobre la concentración final de este mismo pigmento. El valor final de esta variable se ubico entre 1 y 12 $\mu\text{g/L}$. Este factor influyó también significativamente sobre el color final en el agua tratada, debido a que mientras el valor de la concentración inicial de este pigmento aumentaba, el valor de la variable respuesta resultó entre las 31 y 72 UPtCo. Respecto a la turbiedad final, ésta presentó valores que fueron desde las 5 a las 25 UTN; es decir, que únicamente a la concentración inicial más baja de clorofila-a se logró reducir la turbiedad a un valor de cercano al criterio de la NOM-127-SSA1-1994 para este parámetro. Por otra parte, el valor de pHf estuvo entre los 7.20 y los 6.95 a medida que la concentración de clorofila-a aumentaba. La concentración inicial de el pigmento fitoplanctónico influyó en la variable de respuesta COT, para la cual se obtuvieron valores finales entre 6.2 y 7.8 mg/L.

La dosis de preoxidante tuvo un efecto sobre la concentración final de clorofila-a. A medida que este factor aumentaba, la variable respuesta se redujo desde los 13 a los 4 $\mu\text{g/L}$. Es importante señalar que estos valores se encuentran por encima del límite de calidad adoptado en este estudio para este pigmento. Sobre el color final, también la dosis de preoxidante ejerció un

efecto significativo, al cambiar el valor de la variable respuesta desde las 30 a las 74 UPtCo, a medida que el valor del factor aumentaba. En relación a la turbiedad final, se redujo desde las 17 a las 11 UTN, a medida que la dosis de preoxidante iba en aumento. Las variables de respuesta pH_f y COT_f no se vieron afectadas por la dosis de preoxidante, de acuerdo al ANOVA realizado para los resultados de las pruebas de este estudio.

Algunas variables de respuesta se vieron afectadas por interacciones de factores, como se puede observar en los diagramas de Pareto presentados en la Figura 6.13. El efecto de tales interacciones puede ser visto en la Figura 6.15, que se muestra a continuación.

En dicha figura, y con apoyo del diagrama de Pareto correspondiente, puede observarse que la concentración final de clorofila-a no se vio influenciada significativamente por ninguna interacción de factores, los efectos se debieron únicamente a los factores aislados.

En el caso del color final, las interacciones de dosis de coagulante (A)-concentración inicial de clorofila-a (C) y aquella de la dosis de coagulante (A)-dosis de preoxidante (D) tuvieron un efecto significativo sobre la variable respuesta. En el primer caso, la interacción AC provocó que el valor de color final se pudiera reducir hasta un valor de 25 UPtCo, al utilizar la menor dosis de coagulante y a la menor concentración de clorofila-a inicial; sin embargo, este valor aun se encuentra por encima del criterio aceptable interpuesto por la NOM-127-SSA1-1994. La interacción AD, por otra parte, logró reducir el color en el agua tratada a 35 UPtCo, el cual se logra al utilizar la menor dosis de coagulante y la mayor dosis de preoxidante.

En el caso de la turbiedad final, las interacciones que tuvieron un efecto sobre esta variable fueron aquella formada por la dosis de coagulante (A)-la concentración inicial de clorofila-a (C) y la integrada por la dosis de coagulante (A)-dosis de preoxidante (D). En la primera interacción AC, cuando la dosis de coagulante se encontraba en su menor nivel y la concentración inicial de clorofila-a en este mismo nivel, se logró reducir la turbiedad a 6 UTN en promedio. Con la segunda de estas interacciones, AD, se logró obtener un valor final de turbiedad 10 UTN. Estos valores se sitúan apenas por encima del límite permisible para la turbiedad dictado por la NOM-127-SSA1-1994, el cual es de 5 UTN

Las variables de respuesta pH_f y COT final, únicamente se vieron afectadas por factores aislados, mientras que las interacciones de factores no mostraron efectos significativos sobre estas variables.

Con la finalidad de comparar los resultados obtenidos en estas pruebas con la información obtenida en las pruebas de etapas anteriores, se calcularon las dosis óptimas de reactivos y posteriormente los valores de las variables respuesta a estas dosis. Estas dosis se obtuvieron utilizando los modelos matemáticos de regresión calculados en *Statgraphics*, con los cuales se pueden estimar los valores de las variables de respuesta (los coeficientes de regresión de los modelos se encuentran en el ANEXO C). La optimización se realizó para dos casos, uno en el cual la concentración inicial de clorofila-a en el agua es de 10 µg/L y el otro donde la concentración es de 80 µg/L. El criterio que debía cumplir la optimización era que la variable color final fuera igual o menor a 2.5 UPtCo. Con este criterio se obtuvieron las dosis óptimas que posteriormente se sustituyeron en los modelos de las variables restantes para calcular los valores que tendrían éstas a las dosis óptimas.

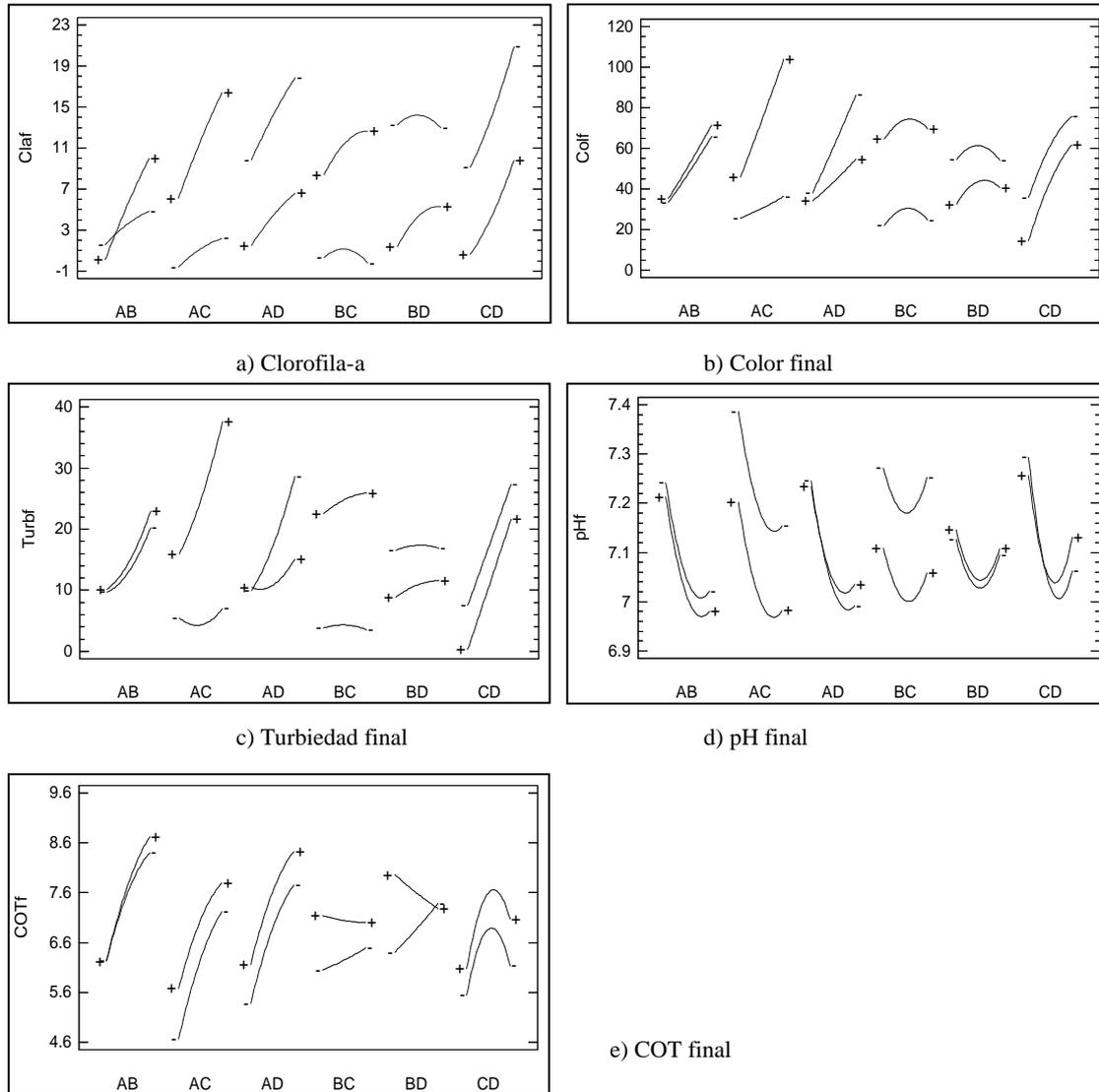


Figura 6.15. Efectos de las interacciones de los factores sobre las variables de respuesta. Preoxidante: ClO_2 . A: Dosis de coagulante, B: Dosis de floculante, C: Concentración inicial de clorofila-a, D: Dosis de preoxidante.

A continuación, en la Tabla 6.16, se presentan los valores de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, cuando la concentración inicial de clorofila-a fue de $10 \mu\text{g/L}$. Por otra parte, las dosis óptimas y los resultados de las variables de respuesta a una concentración de clorofila-a inicial de $80 \mu\text{g/L}$ se muestran en la Tabla 6.19.

Tabla 6.18. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una concentración de clorofila inicial de 10 µg/L

Factor	Dosis óptima (mg/L)	Variables de Respuesta				
		Colf (UPtCo)	Claf (µg/L)	COT (mg/L)	pHf	Turbf (UTN)
HXDADMAC50	31.34	2.50	2.27	5.70	7.70	0.11
P-AMIN-AC1	0.50					
ClO ₂	0.85					

Tabla 6.19. Valores finales de las variables de respuesta calculados a las dosis óptimas de reactivos, para una concentración de clorofila inicial de 80 µg/L

Factor	Dosis óptima (mg/L)	Variables de Respuesta				
		Colf (UPtCo)	Claf (µg/L)	COT (mg/L)	pHf	Turbf (UTN)
HXDADMAC50	4.96	13.38	6.75	2.45	7.88	19.13
P-AMIN-AC1	0.50					
ClO ₂	5.00					

En la Tabla 6.18, donde se presentan los resultados estimados de las variables de respuesta, cuando la concentración inicial de clorofila-a fue de 10 µg/L y al emplear las dosis óptimas para esta concentración de pigmento. En estas condiciones, se logra obtener un valor de color final de 2.50 UPtCo y una turbiedad final de 0.11 UTN con lo cual se cumpliría con los criterios que están marcados en la NOM-127-SSA1-1994 para agua potable. Por otra parte, la concentración final de clorofila-a estimada es de 2.27 µg/L, con lo que se estaría cumpliendo con el límite propuesto en este estudio para garantizar un funcionamiento correcto de los filtros en la PPLB, el cual es de 3 µg/L. La concentración final de COT se encuentra en 8.44 mg/L, lo cual representa un incremento respecto al valor inicial para esta variable. Esto pudo deberse a que el daño o lisis que se hace en las algas, como acción del preoxidante ClO₂, libera en el agua el material intra y extracelular, tales como polisacáridos, proteínas y lípidos, además de metabolitos inherentes a estos microorganismos. Esta liberación incrementa la concentración de carbono orgánico en el agua, como lo han observado en otros estudios. Entre mayor sea el contenido de algas en el agua, la demanda de químicos que permitan la oxidación del material orgánico liberado por estos microorganismos se incrementa, de lo contrario solo se causará el daño a las células (Li *et al.*, 2012; Ma *et al.*, 2012; Henderson *et al.*, 2008; Fedorak y Huck, 1989).

En la Tabla 6.19, se pueden observar las estimaciones de los valores finales de las variables respuesta, empleando los modelos matemáticos que describen los resultados experimentales. Cuando la concentración inicial de clorofila-a fue de 80 µg/L, se logra obtener un color final de 13.38 UPtCo, al emplear las dosis óptimas de reactivos coagulante-floculante-preoxidante. Este valor, se encuentra dentro del límite permisible dictado por la NOM-127-SSA1-1994 para color, a pesar de que no fue posible reducirlo hasta las 2.5 UPtCo, que era el objetivo. La turbiedad final únicamente pudo ser reducida hasta 19.13 UTN, valor que se encuentra por encima del límite establecido para agua potable en este país. La concentración final de clorofila-a se encuentra ligeramente por encima del límite aceptable para el buen funcionamiento de los filtros de arena de la PPLB. La concentración final de COT se encuentra en 2.45 mg/L, una reducción respecto a los valores medidos en el agua cruda, pudiendo ser resultado del incremento en la dosis de preoxidante ClO₂, que permite la oxidación del material orgánico liberado.

Con base en los valores óptimos de las variables de respuesta, calculados utilizando los modelos matemáticos para ambos preoxidantes (hipoclorito de sodio y ClO₂), puede observarse que cuando la concentración inicial de clorofila-a es de 10 µg/L, se puede cumplir con los criterios de calidad establecidos en este estudio para color, turbiedad y clorofila-a en agua potable con ambos reactivos; sin embargo, cuando la concentración inicial de clorofila-a es de 80 µg/L, no fue posible reducir el valor de turbiedad final por debajo del límite establecido en la NOM-127-SSA1-1994 utilizando ClO₂. Así mismo, la concentración final de clorofila-a sobrepasó el límite aceptable para evitar la reducción de corridas de filtración en filtros de arena (3 µg/L) cuando se emplearon ambos preoxidantes. Aún con ello, el uso del hipoclorito de sodio ayudó a conseguir valores menores de este pigmento con relación al empleo del ClO₂ como preoxidante.

La concentración de COT que se logró al utilizar el ClO₂ fue menor, tanto a concentración inicial de clorofila-a de 10 µg/L como a 80 µg/L, respecto a la utilización de hipoclorito de sodio, lo que representa un mayor poder oxidante del primer reactivo respecto al segundo.

7 CONCLUSIONES

Se determinó que la combinación de reactivos HXDADMAC50/PAC-AMIN-AC1, formada de un coagulante compuesto de hidroxiclورو de aluminio/poliDADMAC y de un floculante a base de poliamina, permite la obtención de un efluente tratado de agua de presa, que cumple con los criterios de calidad para turbiedad y color marcados en la NOM-127-SSA-1994.

De los factores evaluados en las pruebas de jarras, la dosis de coagulante tuvo, en la mayoría de las ocasiones, una influencia significativa sobre las variables de respuesta. La turbiedad inicial y la concentración inicial de clorofila-a, fueron factores que también tuvieron un efecto significativo sobre los resultados. En época de lluvias y de estiaje, se observó que la dosis de floculante prácticamente no tuvo efecto significativo sobre ninguna de las variables de respuesta.

Las dosis óptimas para época de lluvias fueron de 4.67 mg/L en el caso del coagulante HXDADMAC50 y de 0.149 mg/L en el caso del floculante PAC-AMIN-AC1. El agua tratada contó con turbiedad final de 0.78 UTN, color final de 2.5 UPtCo, volumen de lodos de 4.17 mL/L y concentración de SST finales de 1.02 mg/L, de acuerdo con los modelos matemáticos desarrollados. En época de estiaje, la dosis óptima del mismo coagulante para tratar un agua con una concentración inicial de clorofila-a de 10 µg/L, fue de 5 mg/L, y la de floculante de 0.29 mg/L. Con los modelos matemáticos se calculó que el efluente obtenido tuvo una turbiedad de 1.97 UTN, un color de 2.5 UPtCo y un valor de clorofila-a final de 4.34 µg/L. Por otro lado, a la concentración inicial de clorofila-a de 80 µg/L, las dosis óptimas de coagulante y floculante fueron de 5.0 y 0.1 mg/L, respectivamente. En estas condiciones, se alcanzaría, después del tratamiento, una turbiedad final de 2.4 UTN, un color final de 22.2 UPtCo y una concentración final de clorofila-a de 127.2 µg/L.

Se evaluó la factibilidad técnica-económica de las combinaciones de reactivos empleando una Matriz de Decisión Multicriterio, considerando ocho aspectos técnicos y dos aspectos económicos. La combinación de reactivos que obtuvo la más alta calificación, considerando los resultados de ambas épocas, fue la formada por HXDADMA50/P-AMIN-AC1.

En las pruebas de preoxidación, el NaClO tuvo mejores resultados que el ClO₂, como preoxidante. Las dosis óptimas de reactivos, a una concentración inicial de clorofila-a de 10 µg/L fueron 29.1 mg/L de coagulante, 0.5 mg/L de floculante y 1.55 mg/L de NaClO. En estas condiciones se logró un color final de 2.5 UPtCo, y se consiguió reducir completamente la clorofila-a y la turbiedad en el agua tratada. A una concentración inicial de clorofila-a de 80 µg/L, las dosis óptimas para coagulante, floculante y preoxidante fueron 15 mg/L, 0.35 mg/L y 4.2 mg/L, respectivamente. En tales condiciones, se obtuvo un color final de 2.5 UPtCo, un valor final de clorofila-a de 4.78 µg/L y una turbiedad final de 2.73 UTN. Con estos resultados, se pudo observar una mejora del proceso de coagulación y floculación para la reducción de los valores de color y turbiedad, con respecto a los resultados obtenidos en las pruebas anteriores realizadas en este estudio.

8 REFERENCIAS

1. Abd E., A. M., Ibrahim, M. B. M., El-Dib, M.A., Radwan, E.K., 2009, Influence of Chlorine as Precursors of Trihalomethanes and Haloacetic Acid Production, *World Applied Science Journal*, 6 (9): 1215 – 1220.
2. Alley, E. R., 2007, *Water Quality Control Handbook*, Ed. Mc. Graw Hill Professional, 2da. Edición, EUA, 848 p.
3. Anderson, M. J., Whitcomb, P. J., 2005, *RSM simplified: Optimizing Processes Using Response Surface Methods for Design of Experiments*, Ed. Productivity Press. EUA, p. 292.
4. Antony, J., 2003, *Design of Experiments for engineers and scientist*, Ed. Butterworth-Heinemann, Inglaterra, 152 p.
5. APHA (American Public Health Association), American Water Works Association (AWWA), Water Environmental Federation (WEF), 1995, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Edición 19, EUA.
6. APHA (American Public Health Association), American Water Works Association (AWWA), Water Environmental Federation (WEF), 2005, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Edición 20, EUA, 1200 p.
7. ASTM, 1969, *Manual on Water*, Ed. ASTM International, EUA, 359 p.
8. ASTM, 2003, *ASTM D2035 - 08 Standard Practices for Coagulation – Flocculation Jar Test of Water*, EUA, 4 p.
9. AWWA, 1990, *Water quality and treatment*, Ed. McGraw-Hill, 4ª. Edición. EUA, 1194 p.
10. AWWA, 2000, *Operational Control of Coagulation and Filtration Processes. Manual M37*, 2da Edición, EUA, 103 p.
11. Bache, D. H., 2007, *Flocs in Water Treatment*, Ed. IWA Publishing, Inglaterra, p. 297.
12. Becker W., 1996, *Optimizing Ozonation for Turbidity and Organics (TOC) Removal by Coagulation and Flocculation*, Ed. AWWA, EUA, 236 p.
13. Benefield, L. D., 1982, *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*, Ed. Prentice Hall, EUA, 510 p.
14. Bratby, J., 2006, *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*, Ed. IWA Publishing, Inglaterra, 407 p.
15. Briley, D. S., Knappe, D. R. U., 2002, *Optimizing Ferric Sulfate Coagulation of Algae with Streaming Current Measurements*, *Journal AWWA* 94(2): 80-90.
16. Carrasco J., M. S. De Paz C., J.A., 2000, *Tratado de Emergencias Médicas*, Ed. Arán Ediciones, España, 3000 p.
17. Casiday R., Noelken G., Frey R., 2008, *Treating the Public Water Supply: What Is In Your Water, And How Is It Made Safe to Drink?*, Departamento de Química de la Universidad de Washington, obtenido el 30 de Julio de 2009 en: <http://www.chemistry.wustl.edu/~edudev/LabTutorials/Water/PublicWaterSupply/PublicWaterSupply.html>
18. Chapleau, W., Pons, P., 2008, *Técnico en Emergencias Sanitarias: Marcando la Diferencia*, Ed. Elsevier, España, 856 p.
19. Comisión Nacional del Agua 2008, *El Sistema Cutzamala es la Única Fuente de Agua Sustentable para el Abastecimiento de la ZMVM*, comunicado de prensa publicado el 19 de febrero de 2008. Obtenido el 17 de enero de 2009 en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07//Comunicados/BOLETIN%20029-08.pdf>

20. Comisión Nacional del Agua, 2009, Estadísticas del Agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII, Aguas del Valle de México, Edición 2009, Ed. SEMARNAT, México, 162 p.
21. CONAGUA 2002, Monitoreos Biológicos en las presas Valle de Bravo, Villa Victoria y el Bosque del Sistema Cutzamala, Comisión Nacional del Agua, informe técnico en formato digital CD-ROM.
22. CONAGUA 2007, Monitoreos Biológicos en las presas Valle de Bravo, Villa Victoria y el Bosque del Sistema Cutzamala, Comisión Nacional del Agua informe técnico informe técnico en formato digital CD-ROM.
23. CONAGUA, 2008, Estadísticas del agua en México 2008, Ed. SEMARNAT, 1ra. Edición, formato electrónico, México, 228 p.
24. CONAGUA, 2009, Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Diciembre 2008, Ed. SEMARNAT, formato electrónico, México, 293 p.
25. Cooke, G. D., 2005, Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, Ed. CRC Press, 3ª. Edición, EUA, 591 p.
26. Dalton, M., 2008, Potable Water Coagulant Trials Utilizing Polyaluminium Chlorhydrate, 33 rd Annual Qld Water Industry Operations Workshop Indoor Sports Centre – Carrara, 3 to 5 June, 2008.
27. Dar Lin S., Lee C. C., 2007, Water and wastewater calculations manual, Ed. McGraw-Hill Professional, 2da. Edición, EUA, 945 p.
28. Denton, S. D., Aly, O. M., 1998, Chemistry of Water Treatment, Ed. CRC Press, 2da. Edición, EUA, 581 p.
29. DeWolfe J., Dempsey B., AWWA Research Foundation, Taylor M., Potter J.W., 2003, Guidance Manual for Coagulant Changeover, Ed. AWWA, EUA, 185 p.
30. Duan, J., Gregory, J., 2003, Coagulation by Hydrolysing Metal Salts, *Advances in Colloid and Interface Science* **100–102**, 475–502.
31. Edwards, M., Scandna, P., Mcneill, L., 2006, Enhanced Coagulation Impacts on Water Treatment Plant Infrastructure, Ed. IWA Publishing, EUA, 106 p.
32. Elías M., J., 2007, Remoción de Metabolitos de Cianobacterias Presentes en Agua Natural Mediante el Acoplamiento del Reactivo de Fenton con el proceso de Flotación con Aire Disuelto. Tesis de maestría. Instituto de Ingeniería Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.
33. Fang J., Yang X., Ma J., Shang C., Zhao Q., 2012, Characterization of algal organic matter and formation of DBPs from chlor(am)ination, *Water Research*, 44 (20), 5897-5906.
34. Fedorak, P. M., Huck, P.M., 1988, Microbial metabolism of cyanobacterial products: batch culture studies with applications to drinking water. *Water Research*, 22 (10): 1267-1277.
35. Franceschi M., Girou A., Carro-Diaz A.M., Maurette M.T., Puech-Costes E., 2002, Optimisation of the Coagulation – Flocculation Process of Raw Water by Optimal Design Method, *Water Research* **36**, 3561–3572.
36. Gregory, J., 2006, Particles in water: properties and processes, Ed. CRC Press, Inglaterra, 180 p.
37. Gutiérrez P., H., 2008, Análisis y Diseño de Experimentos, Ed. Mc Graw-Hill Interamericana, 2da. Edición, México, 545 p.
38. Haarhoff, J. and Cleasby, J. (1989). "Direct Filtration of Chlorella with Cationic Polymer." *J. Environ. Eng.*, 115(2), 348–366.

39. HACH Company. (1998). Espectrofotómetro DR/2010 Abriged, Métodos de análisis. Manual de operación, 376 p. Obtenido en línea en diciembre de 2008 en <http://www.hach.com>.
40. HDR Engineering, 2001, Handbook of Public Water Systems, Ed. John Wiley and Sons, EUA, 1136 p.
41. Henderson, R., Parsons, S.A., Jefferson, B., 2008, The Impact of Algal Properties and Pre-oxidation on Solid-Liquid Separation of Algae, *Water Research* Volumen 42, **8-9**, 1827-1845.
42. Hendricks, D. W., 2006, Water Treatment Unit Processes: Physical and Chemical, Ed. CRC Press, EUA, 1266 p.
43. Hess, A. F., Chipps, M.J., Rachwa, A., 2002, Filter Maintenance and Operation Guidance Manual, Ed. AWWA, EUA, 745 p.
44. Hinkelmann, K., Kempthorne, O., 2007, Design and Analysis of Experiments: Introduction to Experimental Design, Ed. John Wiley and Sons, EUA, 631 p.
45. INEGI 2006, Plantas Potabilizadoras por Proceso y Entidad Federativa, obtenido el 14 de enero en:
<http://www.inegi.gob.mx/est/contenidos/espanol/rutinas/ept.asp?t=mamb19&c=6050>
46. Jiang, J. Q. and Kim, C. G., 2008, Comparison of Algal Removal by Coagulation with Clays and Albased Coagulants, *Separation Science and Technology*, 43: 7, 1677 — 1686
47. Jiménez D., B.E., 2002, La Contaminación Ambiental en México, Ed. Limusa, México, 200 p.
48. 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
49. Kaydos-Daniels, S.C., Beach, M.J., Shwe, T., Magri, J., Bixler, D., 2008, Health effects associated with indoor swimming pools: A suspected toxic chloramines exposure, *Public Health*, 122:2, 195-200.
50. Knappe Detlef R. U., Belk R. C., Gandy Steven, Bariley David, Neerja Rastogi, 2004, Algae Detection and Removal Strategies for Drinking Water Treatment Plants, Ed. American Water Works Association, EUA, 466 p.
51. Lazić, Ž. R., 2004, Design of Experiments in Chemical Engineering: a Practical Guide, Ed. Wiley-VCH, Alemania, 620 p.
52. Li, L., Gao, N., Deng, Y., Yao, J., Zhang, K., 2012, Characterization of intracellular & extracellular algae organic matters (AOM) of *Microcystis aeruginosa* and formation of AOM-associated disinfection byproducts and odor & taste compounds, *Water Research*, 46, 1233-1240.
53. Limoni, B., Teltsch, B., 1985, Chlorine Dioxide Disinfection of Drinking Water – An Evaluation of a Treatment Plant, *Water Research*, 19 (12): 1489 – 1495.
54. Ma, J., Li, G.B., Chen, Z.L., Xu, G.R., Cai, G.Q., 2001, Enhanced coagulation of surface waters with high organic content by permanganate preoxidation, *Water Science and Technology: Water Supply*, 1:1: 51 – 61.
55. Ma, M., Liu, R., Liu, H., Qu, J., Jefferson, W, 2012, Effects and mechanisms of pre-chlorination on *Microcystis aeruginosa* removal by alum coagulation: Significance of the released intracellular organic matter, *Separation and Purification Technology*, 86, 19-25.
56. Manahan, S. E., 2007, Introducción a la Química Ambiental, Reverté, 1ra. Edición, España, 725 p.

57. Martens, H., 2001, *Multivariate Analysis of Quality: an Introduction*, Ed. Wiley and Sons, 2da. Edición, Inglaterra, 445 p.
58. Mayack, L. A., Soracco, R. J., Wilde, E. W., Pope, D. H., 1984, Comparative Effectiveness of Chlorine and Chlorine Dioxide Biocide Regimes for Biofouling Control, *Water Research*, 18 (5): 593 – 599.
59. McEwen, J. B., 1997, *Treatment Process Selection for Particle Removal*, Ed. AWWA, EUA, 375 p.
60. McKellar, R. C., Lu, X., 2004, *Modeling Microbial Responses in Food*, Ed. CRC Press, EUA, 343 p.
61. Mercado Borraro B., 2007. Estudio Sobre la Remoción de Cianobacterias y sus Metabolitos en la Planta Potabilizadora Los Berros, Sistema Cutzamala. Tesis de Maestría, Facultad de Ingeniería, UNAM, México.
62. Montgomery, D.C., 2004, *Diseño y Análisis de Experimentos*, 2da. Edición, Ed. Limusa Wiley, México, 2004.
63. Montgomery, J. M. 1985, *Water Treatment Principles and Design*, John Wiley & Sons, EUA, 696 p.
64. MWH 2005, *Water Treatment Principles and Design*, 2da. Edición, Ed. Wiley & Sons, EUA, 1948 p.
65. NMX-AA-130-SCFI-2006, Potabilización del agua para uso y consumo humano, policloruro de aluminio, especificaciones y métodos de prueba.
66. NOM-127-SSA1-1994, Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano: Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización"
67. NSF 2004, *Drinking Water Treatment Chemicals (NSF/ANSI Std. 60)*, consultado el 26 de diciembre de 2008 en: http://www.nsf.org/business/water_distribution/index.asp?program=WaterDistributionSys
68. Olof B. L., 2007, *Photobiology: The Science of Life and Light*, Ed. Springer, 2da. Edición, EUA, 684p.
69. Petruševski, B., 1996, *Algae and Particle Removal in Direct Filtration of Biesbosch Water*, Ed. Taylor & Francis, Holanda, 262 p.
70. PHIPPS & BIRD 2009, *The Jar Test*, obtenido el 13 de Julio de 2009 en: <http://www.phippsbird.com/jartest.html>.
71. Piaggio, M., 2008, *Curso de Biología Vegetal*, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, consultada el 26 de noviembre de 2009 en: <http://micol.fcien.edu.uy/atlas/Cyanobacteria.htm>
72. Pizzi, N. G., 2005, *Water Treatment Operator Handbook*, Ed. American Water Works Association, 2da. Edición, EUA, 251p.
73. Poland, J., 2009, *Jar Testing*, Department of Civil and Environmental Engineering, Virginia Tech, obtenido el 13 de Julio de 2009 en: <http://www.cee.vt.edu/ewr/environmental/teach/wtprimer/jartest/jartest.html>
74. Rahbar M. S., 2006, Color removal from industrial wastewater with a novel coagulant flocculant formulation, *International Journal of Environmental Science and Technology*, **3:1**, 79 – 88.
75. Ramírez Z., R. M., 2009, Diagnóstico y Optimización de los Procesos Integrantes del Tren de Tratamiento de Agua y Lodos de las Plantas Potabilizadoras Los Berros (PPLB) y Madón (PPMD): Primera etapa, Informe de Proyecto, Instituto de Ingeniería, UNAM.

76. Randtke, S. J., Shorney, H. L., Hargette, P. H., Knocke, W. R., Dietrich, A. M., Hoehn, R. C., Long, B. W., 1999, Removal of DBP Precursors by Enhanced Coagulation and Lime Softening, Ed. AWWA, EUA, 300 p.
77. Ratnayaka, D. D., Brandt, M. J., Johnson, M., 2009, Twort's Water Supply, Ed. Butterworth-Heinemann, 6ta. Edición, Inglaterra, 711 p.
78. Reza Hoshmand A. 2006, Design of Experiments for Agriculture and the Natural Sciences. Ed. CRC Press, 2a Ed, EUA, 437 p.
79. Rigas, Fotis, 2003, Experimental Design and Optimization applied to Environmental Engineering, Manuscrito preparado para la UNAM.
80. Roy, R. K., 2001, Design of Experiments using the Taguchi approach: 16 steps to product and process improvement, Ed. Wiley – IEEE, EUA, 538 p.
81. Sabater, S. S., Elosegui, A., 2009, Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial, Ed. Fundación BBVA, España, 444 p.
82. Salvato J. A., Nemerow N. L., Agardy F. J., 2003, Environmental Engineering, Ed. John Wiley & Sons, 5ta edición, EUA, 1544 p.
83. Schulz, C. R., Okun D. A., 1984, Surface Water Treatment for Communities in Developing Countries, Ed. John Wiley & Sons, EUA, 299 p.
84. 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 (2011) 236-240.
85. Shi H. X., Qu J. H., Liu H. J., Mu Y. L., Xiao K. T., 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.
86. Sincero, A. P., Sincero, G. A., 2003, Physical-chemical Treatment of Water and Wastewater, Ed. CRC Press, EUA, 784 p.
87. Sorlini, S., Collivignarelli, C., 2005, Trihalomethane Formation During Chemical Oxidation with Chlorine, Chlorine Dioxide and Ozone of Ten Italian Natural Waters, *Desalination* 176: 103 – 111.
88. Spellman, F. R., 2008, Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations, Ed. CRC Press, EUA, 872 p.
89. Spellman, F. R., 2008, The Science of Water: Concepts and Applications, Ed. CRC Press, 2da. Edición, EUA, 422p.
90. Stanley, S. J., Baxter, C. W., Zhang, Q., Shariff, R., 2000, Process Modeling and Control of Enhanced Coagulation, Ed. AWWA, EUA, 145 p.
91. Sukenik, A., Teltch, B., Wachs, A. W., Shelef, G., Nir, I., Levanon, D., 1987, Effect of the Oxidants on Microalgal Flocculation, *Water Research* 21(5):533-539.
92. Takaara, T., Sano, D., Konno, H., Omura, T., 2007, Cellular proteins of Microcystis aeruginosa inhibiting coagulation with polyaluminum chloride, *Water Research*, 41: 8, 1653- 1658.
93. Tenney W. M., Echelberger Wayne F., Schuessler R. G., Pavoni J. L., 1969. Algal Flocculation with Synthetic Organic Polyelectrolytes. *Applied Microbiology* 18: 6, 965-971.
94. Tillman, G. M., 1996, Water Treatment: Troubleshooting and Problem Solving, CRC Press, EUA, 202 p.
95. Tilton, R. C., Murphy, J., 1972, The Flocculation of Algae with Synthetic Polymeric Flocculants, *Water Research*, 6:155-164.
96. Twort, A. C., Ratnayaka D. D., Brandt, M. J. 2000, Water Supply, Ed. Butterworth-Heinemann, 5ta. Edición, 712 p.

97. USEPA, 1997, Method 446.0 *In Vitro* Determination of Chlorophylls *a*, *b*, $c_1 + c_2$ and Pheopigments in Marine And Freshwater Algae by Visible Spectrophotometry, National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EUA, 26 p.
98. Vigneswaran, Saravanamuthu 1995, Water Treatment Processes: Simple Options, CRC Press, EUA, 215 p.
99. Wagner, E. G., Pinheiro, R.G. 2001, Upgrading Water Treatment Plants, Ed. Spon Press, EUA, 227 p.
100. Wang, L. K, Hung Y., Shammas, N. K., 2005, Physicochemical Treatment Processes, Ed. Humana Press, 2da. Edición, EUA, 744 p.
101. Water Resource Board, 2005, Justification for Chlorophyll-a Criteria to Protect the Public and Private Water Supply Beneficial Use of Sensitive Water Supplies, Water Quality Programs Division.
102. Wilderer, P. A., Schwarzenbeck, N., Zhu, J., 2003, Water in China, Ed. IWA Publishing, Inglaterra, 256 p.
103. Yang, W.C., 2003, Handbook of Fluidization and Fluid-Particle Systems. Ed. CRC Press, EUA, 1868 p.
104. Zouboulis, A., Traskas, G. and Samaras, P., 2008, Comparison of Efficiency between Poly-aluminium Chloride and Aluminium Sulphate Coagulants during Full-scale Experiments in a Drinking Water Treatment Plant', *Separation Science and Technology*,43:6,1507 — 1519

ANEXO A. Matrices experimentales de las pruebas de jarras realizadas en laboratorio (diseño experimental)

A.1. Época de lluvias

Tabla A.1. Matriz de experimentos HXDADMAC50/ P-ACRIL-AN50 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.03	53.0	
1	4.5			0.27	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.27	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.03	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.27	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.03	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.03	53.0
6	1	1	1	4.5	0.27	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.03	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.27	53.0

Tabla A.2. Matriz de experimentos HXDADMAC50/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.08	53.0	
1	4.5			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.08	53.0
6	1	1	1	4.5	0.62	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.08	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.62	53.0

Tabla A.3. Matriz de experimentos HXDADMAC50/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.08	53.0	
1	4.5			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.08	53.0
6	1	1	1	4.5	0.62	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.08	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.62	53.0

Tabla A.4. Matriz de experimentos HXDADMAC50/ P-AMIN-BC7 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.08	53.0	
1	4.5			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.08	53.0
6	1	1	1	4.5	0.62	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.08	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.62	53.0

 Tabla A.5. Matriz de experimentos Al₂(SO₄)₃/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	22.3			0.08	53.0	
1	101.4			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	22.3	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	22.3	0.08	53.0
3	-1	1	-1	22.3	0.62	53.0
4	-1	-1	1	22.3	0.08	186.6
5	1	-1	-1	101.4	0.08	53.0
6	1	1	1	101.4	0.62	186.6
7	1	-1	1	101.4	0.08	186.6
8	1	1	-1	101.4	0.62	53.0

 Tabla A.6. Matriz de experimentos Al₂(SO₄)₃/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	22.3			0.08	53.0	
1	101.4			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	22.3	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	22.3	0.08	53.0
3	-1	1	-1	22.3	0.62	53.0
4	-1	-1	1	22.3	0.08	186.6
5	1	-1	-1	101.4	0.08	53.0
6	1	1	1	101.4	0.62	186.6
7	1	-1	1	101.4	0.08	186.6
8	1	1	-1	101.4	0.62	53.0

Tabla A.7. Matriz de experimentos $Al_2(SO_4)_3$ / P-AMIN-BC7 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	22.3			0.08	53.0	
1	101.4			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	22.3	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	22.3	0.08	53.0
3	-1	1	-1	22.3	0.62	53.0
4	-1	-1	1	22.3	0.08	186.6
5	1	-1	-1	101.4	0.08	53.0
6	1	1	1	101.4	0.62	186.6
7	1	-1	1	101.4	0.08	186.6
8	1	1	-1	101.4	0.62	53.0

Tabla A.8. Matriz de experimentos $Al_2(SO_4)_3$ / P-ACRIL-NC50 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	22.3			0.03	53.0	
1	101.4			0.27	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	22.3	0.27	186.6
2	-1	-1	-1	22.3	0.03	53.0
3	-1	1	-1	22.3	0.27	53.0
4	-1	-1	1	22.3	0.03	186.6
5	1	-1	-1	101.4	0.03	53.0
6	1	1	1	101.4	0.27	186.6
7	1	-1	1	101.4	0.03	186.6
8	1	1	-1	101.4	0.27	53.0

Tabla A.9. Matriz de experimentos PAC/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	4.0			0.08	53.0	
1	18.0			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	4.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	4.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	4.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	4.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	18.0	0.08	53.0
6	1	1	1	18.0	0.62	186.6
7	1	-1	1	18.0	0.08	186.6
8	1	1	-1	18.0	0.62	53.0

Tabla A.10. Matriz de experimentos PAC/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	4.0			0.08	53.0	
1	18.0			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	4.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	4.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	4.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	4.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	18.0	0.08	53.0
6	1	1	1	18.0	0.62	186.6
7	1	-1	1	18.0	0.08	186.6
8	1	1	-1	18.0	0.62	53.0

Tabla A.11. Matriz de experimentos PAC/ P-AMIN-BC7 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	4.0			0.08	53.0	
1	18.0			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	4.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	4.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	4.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	4.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	18.0	0.08	53.0
6	1	1	1	18.0	0.62	186.6
7	1	-1	1	18.0	0.08	186.6
8	1	1	-1	18.0	0.62	53.0

Tabla A.12. Matriz de experimentos PAC/ P-ACRIL-NC50 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	4.0			0.03	53.0	
1	18.0			0.27	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	4.0	0.27	186.6
2	-1	-1	-1	4.0	0.03	53.0
3	-1	1	-1	4.0	0.27	53.0
4	-1	-1	1	4.0	0.03	186.6
5	1	-1	-1	18.0	0.03	53.0
6	1	1	1	18.0	0.27	186.6
7	1	-1	1	18.0	0.03	186.6
8	1	1	-1	18.0	0.27	53.0

Tabla A.13. Matriz de experimentos HXDADMAC20/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.08	53.0	
1	4.5			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.08	53.0
6	1	1	1	4.5	0.62	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.08	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.62	53.0

Tabla A.14. Matriz de experimentos HXDADMAC20/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.08	53.0	
1	4.5			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.08	53.0
6	1	1	1	4.5	0.62	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.08	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.62	53.0

Tabla A.15. Matriz de experimentos HXDADMAC20/ P-AMIN-BC7 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.08	53.0	
1	4.5			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.08	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.62	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.08	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.08	53.0
6	1	1	1	4.5	0.62	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.08	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.62	53.0

Tabla A.16. Matriz de experimentos HXDADMAC20/ P-ACRIL-NC50 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	1.0			0.03	53.0	
1	4.5			0.27	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	1.0	0.27	186.6
2	-1	-1	-1	1.0	0.03	53.0
3	-1	1	-1	1.0	0.27	53.0
4	-1	-1	1	1.0	0.03	186.6
5	1	-1	-1	4.5	0.03	53.0
6	1	1	1	4.5	0.27	186.6
7	1	-1	1	4.5	0.03	186.6
8	1	1	-1	4.5	0.27	53.0

Tabla A.17. Matriz de experimentos HXCLORHID/ P-AMIN-AC1 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	3.6			0.08	53.0	
1	16.2			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	3.6	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	3.6	0.08	53.0
3	-1	1	-1	3.6	0.62	53.0
4	-1	-1	1	3.6	0.08	186.6
5	1	-1	-1	16.2	0.08	53.0
6	1	1	1	16.2	0.62	186.6
7	1	-1	1	16.2	0.08	186.6
8	1	1	-1	16.2	0.62	53.0

Tabla A.18. Matriz de experimentos HXCLORHID/ P-DAD-MAC5 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	3.6			0.08	53.0	
1	16.2			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	3.6	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	3.6	0.08	53.0
3	-1	1	-1	3.6	0.62	53.0
4	-1	-1	1	3.6	0.08	186.6
5	1	-1	-1	16.2	0.08	53.0
6	1	1	1	16.2	0.62	186.6
7	1	-1	1	16.2	0.08	186.6
8	1	1	-1	16.2	0.62	53.0

Tabla A.19. Matriz de experimentos HXCLORHID/ P-AMIN-BC7 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	3.6			0.08	53.0	
1	16.2			0.62	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	3.6	0.62	186.6
2	-1	-1	-1	3.6	0.08	53.0
3	-1	1	-1	3.6	0.62	53.0
4	-1	-1	1	3.6	0.08	186.6
5	1	-1	-1	16.2	0.08	53.0
6	1	1	1	16.2	0.62	186.6
7	1	-1	1	16.2	0.08	186.6
8	1	1	-1	16.2	0.62	53.0

Tabla A.20. Matriz de experimentos HXCLORHID/ P-ACRIL-NC50 (época de lluvias)

Nivel codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)	
-1	3.6			0.03	53.0	
1	16.2			0.27	186.6	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Coagulante	Floculante	Turbiedad	Coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	Turbiedad (UTN)
1	-1	1	1	3.6	0.27	186.6
2	-1	-1	-1	3.6	0.03	53.0
3	-1	1	-1	3.6	0.27	53.0
4	-1	-1	1	3.6	0.03	186.6
5	1	-1	-1	16.2	0.03	53.0
6	1	1	1	16.2	0.27	186.6
7	1	-1	1	16.2	0.03	186.6
8	1	1	-1	16.2	0.27	53.0

A.2. Época de estiaje

Tabla A.21 Matriz de experimentos HXDADMAC50/P-AMIN-AC1 (época de estiaje)

Valor codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)	
-1	1.0			0.1	10	
0	3			0.3	45	
1	5			0.5	80	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Clorofila	Coagulante	Floculante	Clorofila µg/L	Coagulante, mg/L	Floculante mg/L
1	1	-1	-1	80	1.0	0.1
2	-1	1	1	10	5	0.5
3	1	1	-1	80	5	0.1
4	0	0	0	45	3	0.3
5	-1	-1	-1	10	1.0	0.1
6	1	-1	1	80	1.0	0.5
7	1	1	1	80	5	0.5
8	-1	1	-1	10	5	0.1
9	0	0	0	45	3	0.3

Tabla A.22 Matriz de experimentos HXDADMAC20/P-DAD-MAC5 (época de estiaje)

Valor codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)	
-1	1.0			0.1	10	
0	5.5			0.4	45	
1	10			0.7	80	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Clorofila	Coagulante	Floculante	Clorofila µg/L	Coagulante, mg/L	Floculante mg/L
1	1	-1	-1	80	1.0	0.1
2	-1	1	1	10	10	0.7
3	1	1	-1	80	10	0.1
4	0	0	0	45	5.5	0.4
5	-1	-1	-1	10	1.0	0.1
6	1	-1	1	80	1.0	0.7
7	1	1	1	80	10	0.7
8	-1	1	-1	10	10	0.1
9	0	0	0	45	5.5	0.4

Tabla A.23 Matriz de experimentos PAC/P-ACRIL-AN50 (época de estiaje)

Valor codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)	
-1	1.0			0.1	10	
0	10.5			0.3	45	
1	20			0.5	80	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Clorofila	Coagulante	Floculante	Clorofila µg/L	Coagulante, mg/L	Floculante mg/L
1	1	-1	-1	80	1.0	0.1
2	-1	1	1	10	20	0.5
3	1	1	-1	80	20	0.1
4	0	0	0	45	10.5	0.3
5	-1	-1	-1	10	1.0	0.1
6	1	-1	1	80	1.0	0.5
7	1	1	1	80	20	0.5
8	-1	1	-1	10	20	0.1
9	0	0	0	45	10.5	0.3

Tabla A.24 Matriz de experimentos HXCLORHID / P-AMIN-BC7 (época de estiaje)

Valor codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Clorofila-a (µg/L)	
-1	1.8			0.1	10	
0	9.9			0.4	45	
1	18			0.7	80	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Clorofila	Coagulante	Floculante	Clorofila µg/L	Coagulante, mg/L	Floculante mg/L
1	1	-1	-1	80	1.8	0.1
2	-1	1	1	10	18	0.7
3	1	1	-1	80	18	0.1
4	0	0	0	45	9.9	0.4
5	-1	-1	-1	10	1.8	0.1
6	1	-1	1	80	1.8	0.7
7	1	1	1	80	18	0.7
8	-1	1	-1	10	18	0.1
9	0	0	0	45	9.9	0.4

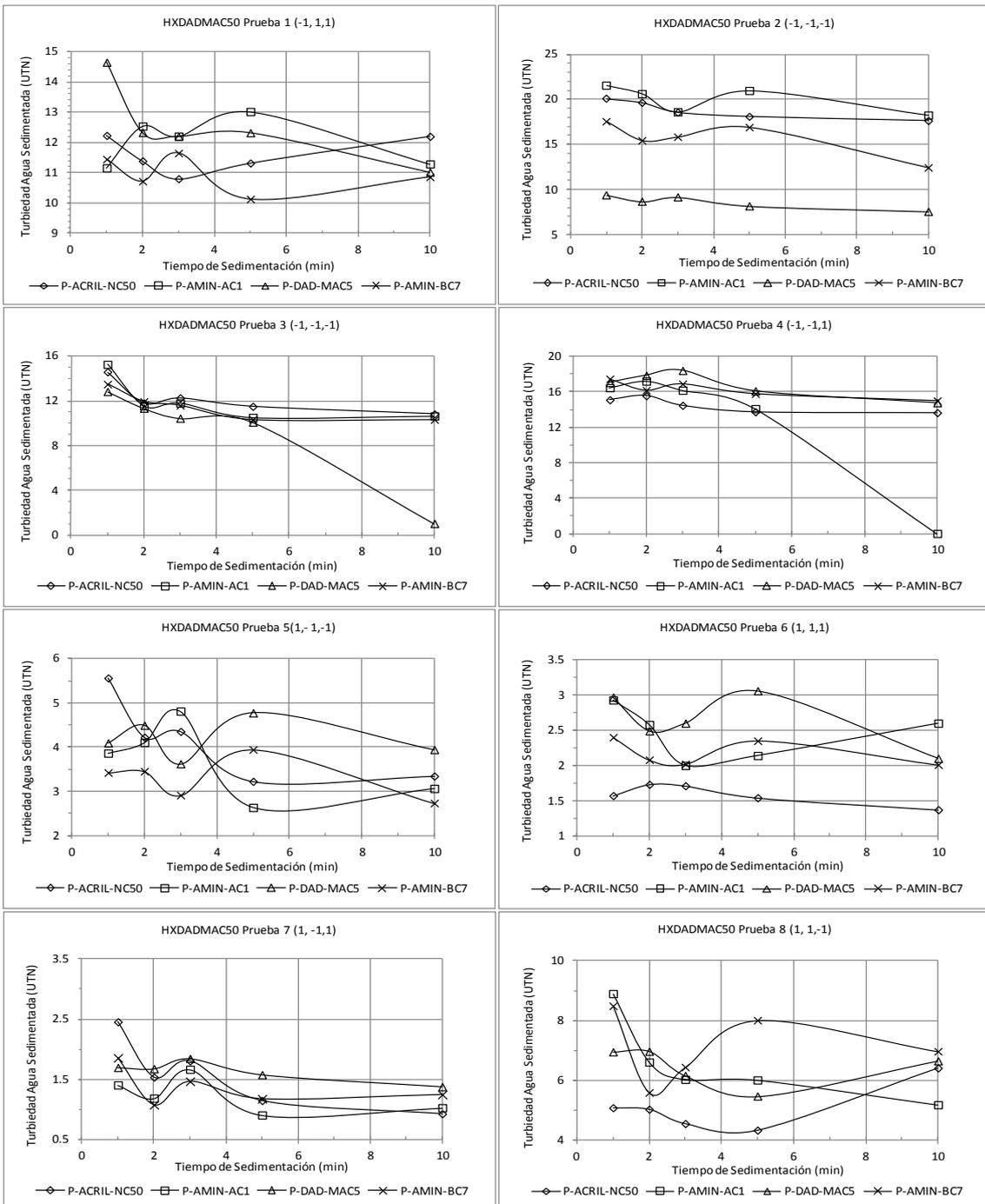
Tabla A.25 Matriz de experimentos $Al_2(SO_4)_3$ /P-DAD-MAC5 (época de estiaje)

Valor codificado	Dosis de coagulante (mg/L)			Dosis de floculante (mg/L)	Clorofila-a (μ g/L)	
-1	11.25			0.1	10	
0	61.87			0.4	45	
1	112.5			0.7	80	
NÚMERO	CODIFICADOS			REALES		
PRUEBA	Clorofila	Coagulante	Floculante	Clorofila μ g/L	Coagulante, mg/L	Floculante mg/L
1	1	-1	-1	80	11.25	0.1
2	-1	1	1	10	112.5	0.7
3	1	1	-1	80	112.5	0.1
4	0	0	0	45	61.87	0.4
5	-1	-1	-1	10	11.25	0.1
6	1	-1	1	80	11.25	0.7
7	1	1	1	80	112.5	0.7
8	-1	1	-1	10	112.5	0.1
9	0	0	0	45	61.87	0.4

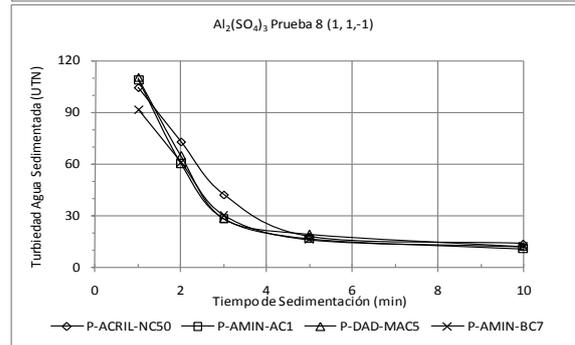
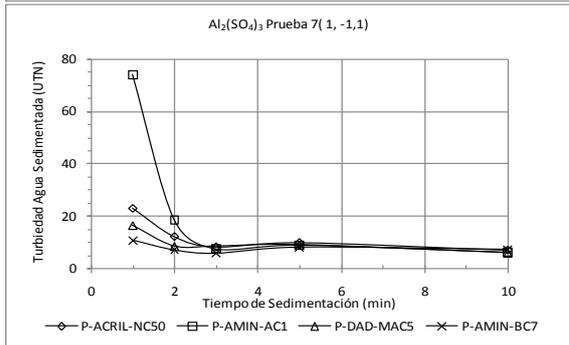
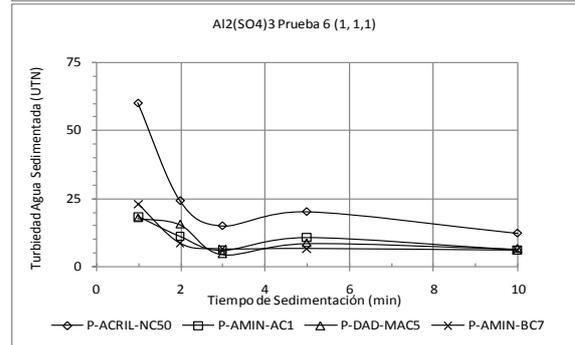
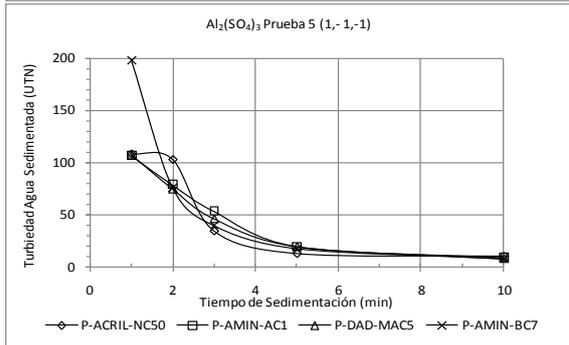
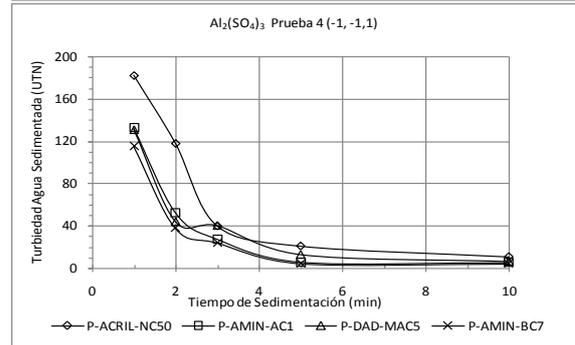
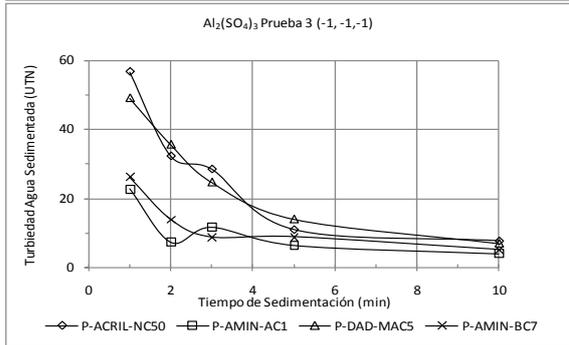
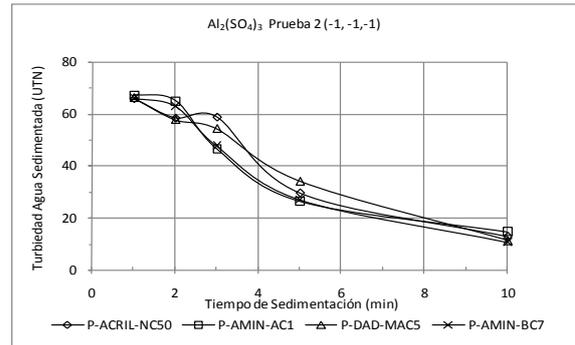
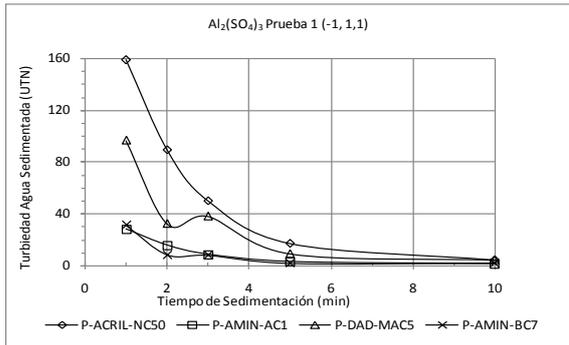
ANEXO B. Evolución de la turbiedad en el agua tratada en las pruebas de la época de lluvias

Las gráficas siguientes se construyeron a partir de la toma de alícuotas en cada una de las jarras a los minutos 1, 2, 3, 5 y 10 después de que inició el proceso de sedimentación. A cada una de las alícuotas se le midió el valor de turbiedad en UTN, información que se muestra en el eje de las ordenadas en cada una de las gráficas siguientes. En el eje de las abscisas se presenta el tiempo al cual se tomaron las alícuotas.

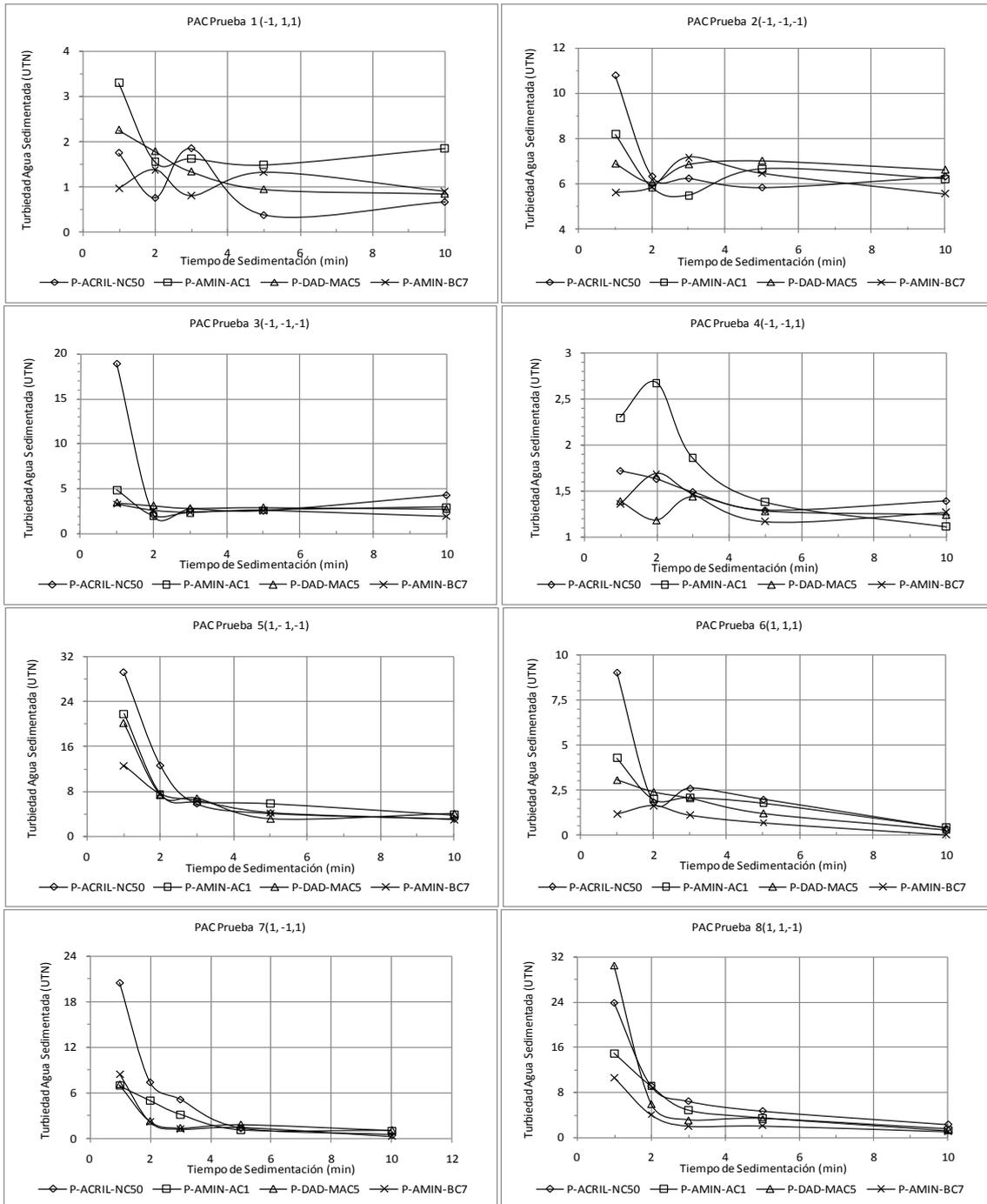
Resultados de las pruebas realizadas con el coagulante HXDADMAC50



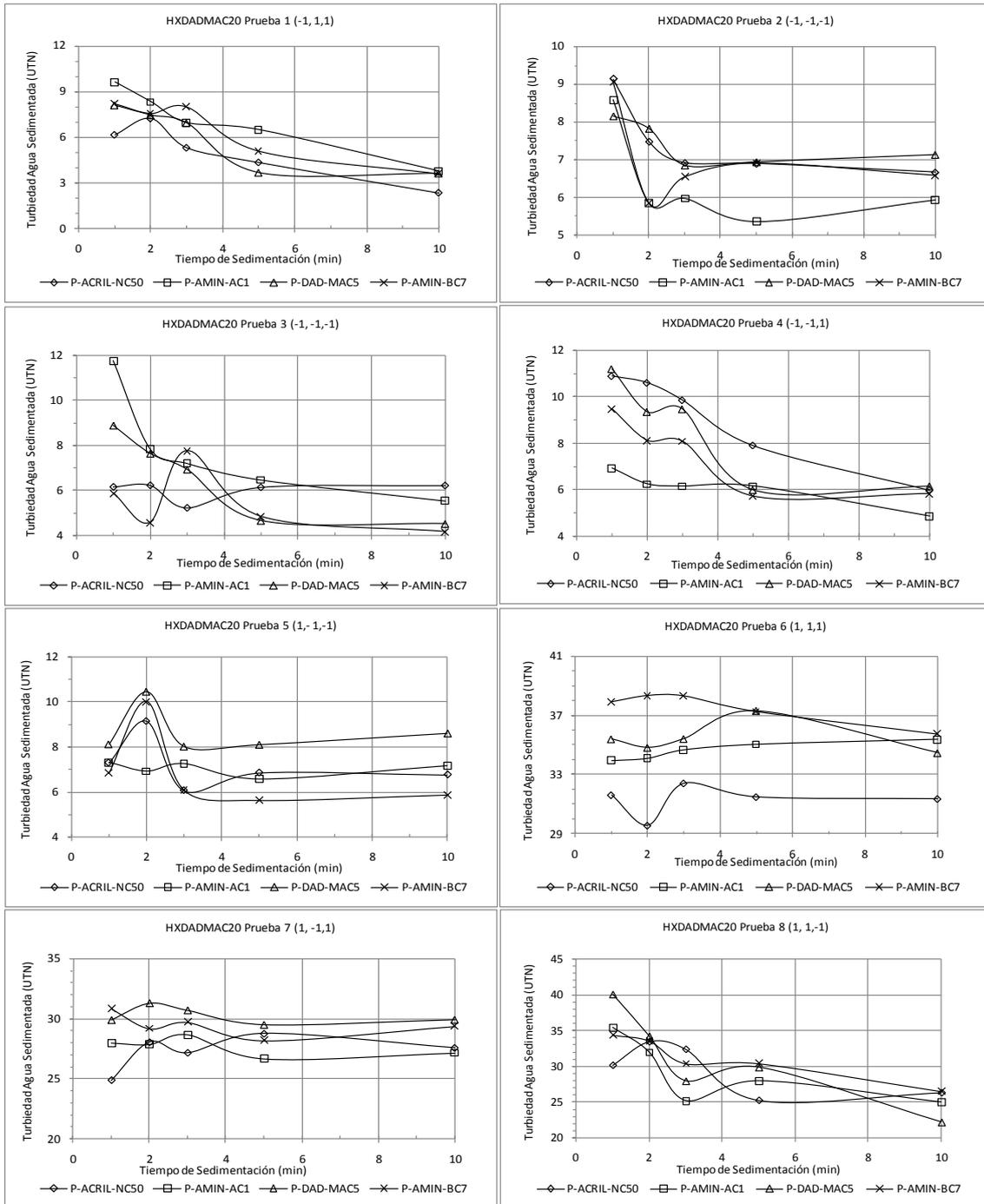
Resultados de las pruebas realizadas con el coagulante $Al_2(SO_4)_3$



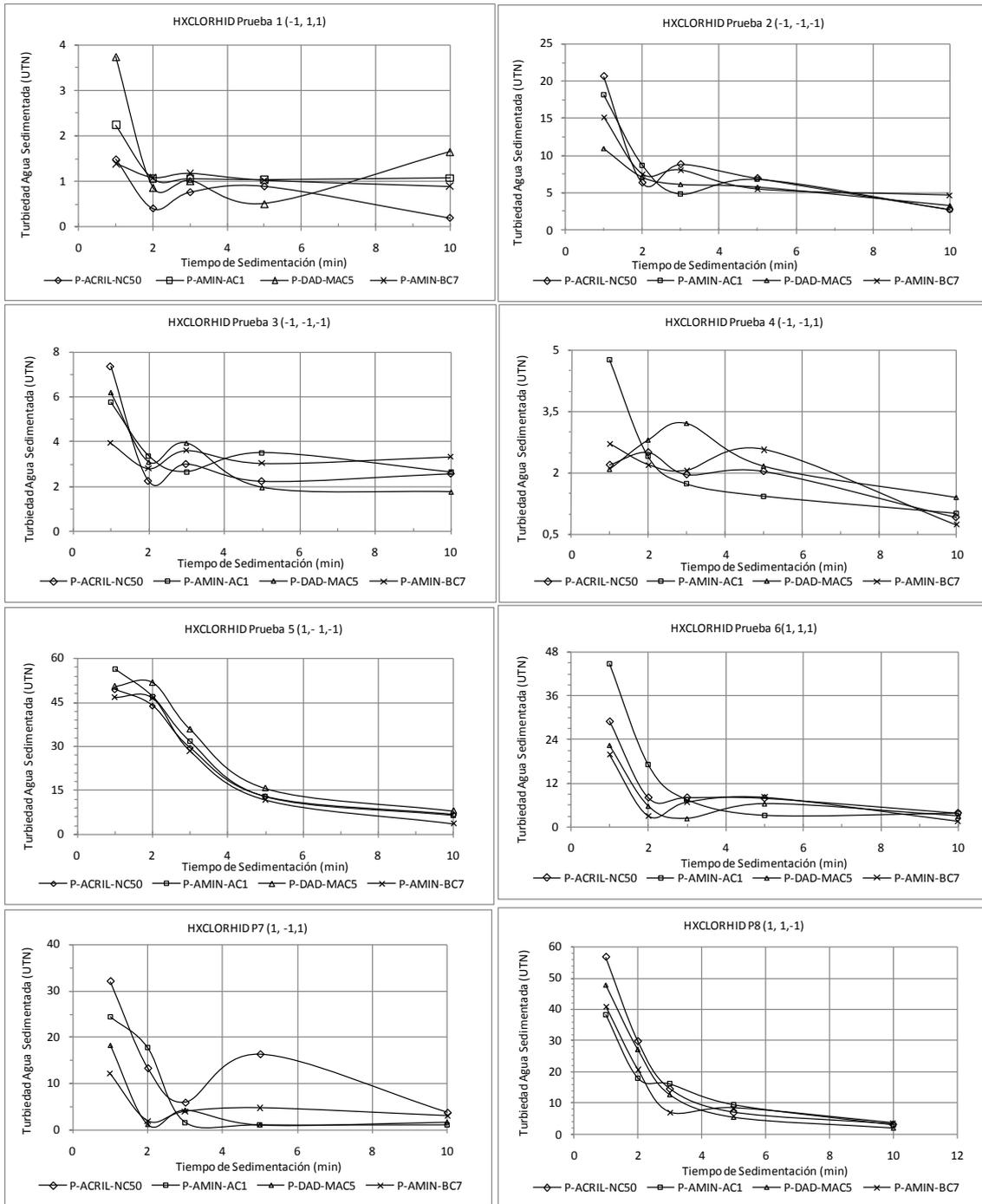
Resultados de las pruebas realizadas con el coagulante PAC



Resultados de las pruebas realizadas con el coagulante HXDADMAC20



Resultados de las pruebas realizadas con el coagulante HXCLORHID



ANEXO C. Coeficientes estimados para los modelos matemáticos para el cálculo del valor final de las variables respuesta

Recopilación de los coeficientes estimados por Statgraphics para el ajuste de los modelos a los resultados experimentales, para las pruebas realizadas en la época de lluvias, época de estiaje y pruebas con preoxidación del agua.

C.1. Época de lluvias

Coef.	HXDADMAC50-P-AMIN-AC1					HXDADMAC50-P-AMIN-BC7				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	47.7500	7.3800	5.9169	5.6819	2.1813	45.6250	7.4556	4.8125	5.3819	2.0000
A:Coag (β_1)	-35.6250	-0.0013	-2.6669	-3.8669	0.7188	-32.7500	0.0106	-3.5625	-3.4381	0.5875
B:Floc (β_2)	-3.2500	-0.0288	-1.1669	-0.1944	-0.5688	-3.6250	-0.0056	-1.2500	-0.3006	-0.3625
C:Turb (β_3)	3.6250	-0.0163	-0.7919	-0.3844	0.5313	2.6250	-0.0344	0.5625	-0.3431	0.6000
AB (β_4)	5.8750	-0.0475	0.0419	0.5469	-0.4063	6.7500	-0.0281	0.7500	0.6119	-0.3000
AC (β_5)	0.0000	0.0400	-0.7081	0.0794	-0.0563	-0.7500	0.0181	-0.0625	0.0269	0.0625
BC (β_6)	4.6250	0.0175	1.6669	0.7494	0.0313	2.1250	0.0244	0.1250	0.3919	0.0875
R ²	60.4126	89.0227	69.0176	89.2152	60.4126	89.9930	27.9215	88.8253	89.5949	63.2799
Falta de ajuste (LOF)	0.1050	0.3493	0.7333	0.1402	0.3267	0.1992	0.6542	0.8036	0.1323	0.2026
Coeficiente	HXDADMAC50-P-DAD-MAC5					HXDADMAC50-P-ACRIL-NC50				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	41.4375	7.4531	5.6143	5.0456	2.0187	49.3750	7.3231	5.2393	5.7768	2.0125
A:Coag (β_1)	-29.0625	0.0081	-2.6143	-3.0368	0.4812	-37.0000	0.0206	-3.3018	-3.9643	0.6125
B:Floc (β_2)	2.4375	-0.0093	0.1981	0.0568	-0.4187	0.3750	-0.0531	-1.0518	-0.1643	-0.5500
C:Turb (β_3)	6.5625	-0.0368	0.7606	0.1831	0.6062	2.5000	0.0043	0.1981	-0.5356	0.7625
AB (β_4)	4.9375	-0.0318	0.3018	0.0543	-0.3312	5.5000	-0.0281	0.3643	0.6168	-0.2000
AC (β_5)	-4.6875	0.0156	0.3643	-0.3968	0.0187	-1.6250	0.0368	-0.1356	0.3056	-0.0125
BC (β_6)	-0.6875	0.0181	-0.6981	-0.0806	0.1687	4.2500	0.0231	0.3643	0.5156	-0.0500
R ²	89.7497	26.3268	73.4591	90.7116	65.3800	85.5130	38.2874	83.4646	89.1470	85.5778
Falta de ajuste (LOF)	0.5815	0.6979	0.7771	0.5448	0.4053	0.5468	0.5114	0.7556	0.6349	0.2875

	HXDADMAC20-P-AMIN-AC1					HXDADMAC20-P-AMIN-BC7				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	14.0719	115.3130	7.4194	18.8188	1.8313	129.5000	7.4600	13.5619	14.3175	1.8438
A:Coag (β_1)	9.6994	80.0625	-0.0569	0.0063	-0.4188	95.5000	-0.0450	9.8544	10.2913	-0.5938
B:Floc (β_2)	-0.3819	-7.0625	-0.0281	0.2313	-0.2563	5.7500	-0.0188	-0.3956	-0.4800	-0.2688
C:Turb (β_3)	1.4081	24.9375	-0.0031	0.4188	0.6063	38.8750	-0.0125	2.4794	1.8863	0.4563
AB (β_4)	-0.9519	-8.3125	-0.0019	0.1438	-0.0063	4.2500	-0.0013	-1.3131	-0.7388	-0.2063
AC (β_5)	1.6131	20.1875	0.0181	0.2563	-0.5188	31.6250	0.0250	1.9369	1.8125	-0.4813
BC (β_6)	-3.5881	-25.9375	0.0019	-0.6438	0.1938	-12.8750	-0.0013	-2.5631	-3.2288	-0.0313
R ²	66.4087	65.3760	14.6468	52.5268	55.4806	82.6979	15.4664	60.6095	66.1047	56.7987
Falta de ajuste (LOF)	0.1470	0.1923	0.8046	0.6869	0.2899	0.3457	0.9792	0.3908	0.1958	0.3388
	HXDADMAC20-P-DAD-MAC5					HXDADMAC20-P-ACRIL-NC50				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	129.1250	7.4550	14.6144	14.1444	1.7875	124.6250	7.4037	13.2500	13.3000	1.7250
A:Coag (β_1)	93.7500	-0.0425	9.6356	10.1719	-0.3750	85.7500	-0.0462	7.2500	9.7562	-0.4625
B:Floc (β_2)	2.5000	-0.0137	-0.6143	-0.5793	-0.1125	6.2500	-0.0475	-2.3750	-0.7787	-0.4000
C:Turb (β_3)	37.1250	-0.0112	1.9481	1.5693	0.5250	30.0000	0.0037	1.5000	1.1162	0.6875
AB (β_4)	3.6250	-0.0062	-0.8856	-0.5443	-0.0250	6.1250	0.0000	-0.7500	-0.2450	-0.0875
AC (β_5)	30.7500	0.0212	1.8018	1.5443	-0.4375	28.1250	0.0162	2.0000	0.9175	-0.5000
BC (β_6)	-15.5000	-0.0075	-2.6981	-3.3818	0.0500	-14.6250	0.0125	-3.0000	-3.3675	0.2375
R ²	83.2307	13.5384	56.5214	67.3181	57.6007	84.0696	12.5901	57.3060	66.1513	62.0448
Falta de ajuste (LOF)	0.2595	1.0000	0.3883	0.1870	0.7221	0.2244	0.6238	0.2690	0.1091	0.3126

	HXCLORHID-P-AMIN-AC1					HXCLORHID-P-AMIN-BC7				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	8.5000	7.0919	2.5419	0.9531	14.0313	7.5625	7.1025	2.1875	0.8813	12.6250
A:Coag (β_1)	-4.1250	-0.1831	-0.7081	-0.1769	8.9063	-3.1875	-0.1600	-0.5000	-0.0588	7.8125
B:Floc (β_2)	-1.6250	-0.0694	-0.1669	0.0831	0.7813	-1.8125	0.0025	0.8125	-0.0975	-0.0625
C:Turb (β_3)	2.5000	-0.0569	0.3956	-0.3244	-1.9688	2.9375	-0.0400	0.5000	-0.3925	-2.3750
AB (β_4)	1.2500	-0.0419	-0.7919	-0.1669	1.2813	1.1875	0.0250	-0.7500	-0.1625	1.1250
AC (β_5)	-1.8750	-0.0344	-0.7294	0.0381	-1.8438	-2.5625	-0.0075	-0.9375	-0.0425	-3.1875
BC (β_6)	0.3750	0.0119	0.3544	0.1031	1.6563	0.0625	0.0475	0.7500	0.1013	0.5625
R ²	69.3593	75.6249	76.4277	30.2564	82.2958	65.3418	64.0420	63.7293	29.9766	87.3933
Falta de ajuste (LOF)	0.7103	0.4400	0.1343	0.9181	0.1546	0.8298	0.3875	0.2279	0.9015	0.4041
	HXCLORHID-P-DAD-MAC5					HXCLORHID-P-ACRIL-NC50				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	9.6875	7.1475	3.0937	1.1543	13.2188	9.1875	7.1462	2.0000	0.8762	13.5000
A:Coag (β_1)	0.1875	-0.1350	0.4475	0.3343	8.3437	-1.4375	-0.1512	-0.6662	-0.0012	8.0625
B:Floc (β_2)	-0.3125	-0.0237	-0.3437	-0.2468	0.4062	-1.8125	-0.0150	0.3750	-0.0937	0.2500
C:Turb (β_3)	4.8125	-0.0062	-0.0937	-0.4268	-2.8437	2.8125	-0.0187	0.3125	-0.2962	-2.8750
AB (β_4)	-0.5625	-0.0062	-0.6975	-0.3468	1.4062	-2.1875	-0.0050	-0.4587	-0.2462	1.3125
AC (β_5)	-0.6875	0.0162	-1.3225	-0.1943	-3.5937	-0.5625	0.0037	-0.2712	-0.0362	-3.0625
BC (β_6)	1.3125	0.0250	0.3437	0.3793	0.7187	-0.6875	0.0575	0.3125	0.0762	0.6250
R ²	57.0713	82.0826	61.5878	66.5044	89.7734	43.3984	75.9734	33.6811	27.1792	88.5026
Falta de ajuste (LOF)	0.7849	0.9168	0.3508	0.2828	0.3432	0.8626	0.2427	0.0727	0.9136	0.5860

	PAC-P-AMIN-AC1					PAC-P-AMIN-BC7				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	10.6250	6.9194	2.1250	1.2675	11.2500	10.8750	6.9581	2.9794	0.9788	11.5000
A:Coag (β_1)	-6.2500	-0.2444	-0.7913	-0.5888	7.3750	-7.3750	-0.2456	-0.0206	-0.7238	7.7500
B:Floc (β_2)	0.0000	-0.0231	-0.8125	-0.0050	-0.7500	-1.1250	-0.0281	-0.2919	-0.1175	-0.9375
C:Turb (β_3)	-0.3750	-0.0419	-0.3125	-0.4750	-1.3750	0.6250	-0.0531	-0.8544	-0.4388	-1.1250
AB (β_4)	2.6250	0.0456	-0.0213	0.1913	-0.3750	3.3750	0.0156	-0.2919	0.2550	-0.8125
AC (β_5)	2.0000	0.0144	0.6038	0.4413	-2.7500	0.6250	-0.0069	0.7706	0.4088	-2.3750
BC (β_6)	2.5000	0.0006	-0.1250	0.1800	-0.1250	1.1250	0.0106	0.4169	0.2300	0.6875
R ²	66.6913	89.5260	46.1998	53.9981	96.4069	70.2462	92.2533	32.8419	64.0735	95.7646
Falta de ajuste (LOF)	0.1459	0.7663	0.4157	0.6921	0.1569	0.5643	0.5555	0.6628	0.2423	0.0122
	PAC-P-DAD-MAC5					PAC-P-ACRIL-NC50				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	10.9375	6.9500	2.0418	1.0800	11.2188	12.7500	6.9156	2.7600	1.0050	11.6875
A:Coag (β_1)	-7.3125	-0.2425	-0.6668	-0.6612	7.4062	-7.6250	-0.2231	-0.7187	-0.4900	7.8125
B:Floc (β_2)	0.3125	-0.0387	-0.3543	-0.0562	-0.4062	0.0000	-0.0231	0.0525	-0.1450	-0.5625
C:Turb (β_3)	-0.3125	-0.0425	-0.3543	-0.4762	-1.2812	0.2500	-0.0506	-0.8225	-0.5437	-0.7500
AB (β_4)	3.0625	0.0187	0.1043	0.3150	-0.2187	4.6250	0.0581	-0.5937	0.2925	0.3125
AC (β_5)	1.1875	-0.0025	0.4793	0.4400	-2.5937	0.8750	0.0206	1.1562	0.3762	-2.2500
BC (β_6)	2.8125	0.0162	-0.2081	0.2350	-0.1562	0.2500	-0.0168	-0.2400	0.0962	-0.1250
R ²	69.1294	92.0219	36.2247	55.7720	98.0550	78.5082	80.6532	59.3284	54.0088	96.7987
Falta de ajuste (LOF)	0.4049	0.7441	0.5372	0.2416	0.1669	0.8263	0.6752	0.5005	0.4206	0.0742

	$Al_2(SO_4)_3$ -P-AMIN-AC1					$Al_2(SO_4)_3$ -P-AMIN-BC7				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	21.7500	4.8500	6.5519	3.4725	25.7188	19.8750	4.9656	5.2500	3.1481	21.3438
A:Coag (β_1)	11.5000	-0.9975	2.7394	2.5050	-5.6563	8.5000	-1.0394	1.8538	2.0931	-2.2188
B:Floc (β_2)	1.1250	-0.0188	0.6981	0.3913	-0.5313	-3.2500	-0.0719	-0.3750	-0.2769	1.9063
C:Turb (β_3)	0.3750	-0.0038	-0.4269	-1.0688	-3.1563	2.5000	0.0956	0.7500	-0.5219	-4.5313
AB (β_4)	4.1250	-0.0463	0.1356	0.5838	0.8438	2.8750	0.0656	-0.1038	0.2881	-1.7813
AC (β_5)	1.1250	0.0113	-0.2394	-0.5013	1.2188	-2.1250	-0.1319	0.1463	-0.3994	2.1563
BC (β_6)	2.7500	0.0200	0.1769	-0.1350	-0.6563	-0.8750	-0.0894	-0.7500	-0.0119	0.7813
R ²	83.3714	98.9454	77.0456	89.9604	90.9833	75.0429	93.0776	57.2287	84.9465	77.5278
Falta de ajuste (LOF)	0.3829	0.2075	0.0896	0.2449	0.5370	0.8141	0.2993	0.7379	0.7235	0.8966
	$Al_2(SO_4)_3$ -P-DAD-MAC5					$Al_2(SO_4)_3$ -P-ACRIL-NC50				
	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL	Colf	pHf	SSTf	Turbf	VL
Const. (β_0)	23.6875	4.9462	6.3643	3.9206	25.3125	25.2500	4.8681	6.2287	3.8993	26.0625
A:Coag (β_1)	11.3125	-0.8275	2.9893	2.7431	-5.1875	11.7500	-1.0093	3.6250	2.7481	-6.0625
B:Floc (β_2)	2.3125	-0.1425	0.6981	1.0806	-0.3125	0.6250	-0.0443	1.0837	0.5118	-0.0625
C:Turb (β_3)	2.4375	-0.1300	-0.3643	-0.7393	-3.1875	0.1250	-0.0106	-0.4787	-1.0431	-2.6875
AB (β_4)	6.4375	-0.1462	0.1981	1.0931	-0.8125	5.3750	-0.0068	0.9375	0.7881	0.0625
AC (β_5)	-0.4375	-0.0987	0.8856	-0.2643	-1.1875	-3.3750	0.0368	1.0000	-0.6343	0.4375
BC (β_6)	-2.1875	0.1362	-0.8231	-0.7143	0.9375	-1.5000	-0.0106	-0.8337	-0.5081	0.4375
R ²	75.0707	83.9124	67.3900	79.7720	82.9899	86.6288	97.4179	85.5757	90.3908	92.3189
Falta de ajuste (LOF)	0.1878	0.2239	0.8140	0.1650	0.9523	0.4166	0.0936	0.0531	0.0928	0.2234

C.2. Época de estiaje

	HXDADMAC50-P-AMIN-AC1				HXDADMAC20-P-DAD-MAC5				HXCLORHID-P-AMIN-BC7			
	Claf	Colf	pHf	Turbf	Claf	Colf	pHf	Turbf	Claf	Colf	pHf	Turbf
(β_0)	16.3944	20.6667	7.3706	4.0553	12.5286	55.7778	7.4444	10.2322	18.1881	22.1667	7.0722	3.5422
(β_1)	2.7450	6.7500	-0.0306	0.0953	10.2828	8.2500	0.0194	-0.9000	14.6851	3.3750	-0.0113	2.7781
(β_2)	-2.5263	-13.3750	-0.0206	-1.9709	0.7367	22.5000	-0.0619	3.9475	-2.2199	3.1250	0.0075	0.5269
(β_3)	-1.9225	0.8750	0.0044	0.3834	-0.7398	-8.6250	0.0081	-0.7675	-4.7586	1.7500	-0.1225	0.2231
(β_4)	1.0563	-5.8750	-0.0181	0.7166	0.0760	5.1250	-0.0269	1.3938	-3.1436	-0.7500	-0.0013	0.3831
(β_5)	-1.2550	-1.3750	-0.0206	0.9709	-1.4824	-6.5000	-0.0144	0.0488	-3.5579	2.8750	-0.0413	0.5969
(β_6)	-0.6988	2.0000	0.0044	0.5272	1.7152	-5.7500	0.0144	-2.1188	8.4646	-6.3750	-0.0100	-0.6069
R ²	24.0879	93.3245	61.7011	83.2016	86.8690	75.1450	72.4081	62.8326	78.4288	61.8411	62.5991	79.2732
LOF	0.0029	0.0251	0.8140	0.2029	0.0209	0.0661	0.8515	0.0487	0.0000	0.0000	0.7030	0.0082
	PAC-P-ACRIL-NC50				$Al_2(SO_4)_3$ -P-DAD-MAC5							
	Claf	Colf	pHf	Turbf	Claf	Colf	pHf	Turbf				
(β_0)	21.0039	39.7222	7.0978	12.4933	3.1172	89.2222	5.4144	15.1722				
(β_1)	21.1481	17.6875	-0.0181	9.3044	2.7225	-8.3750	-0.0256	-0.1988				
(β_2)	-7.9844	-24.6875	-0.2994	-9.9506	-0.8288	80.7500	-1.0994	12.7050				
(β_3)	2.0919	9.5625	0.0131	-0.8919	0.2263	-3.3750	0.0094	0.2850				
(β_4)	-6.9031	-17.0625	-0.0081	-7.2094	-0.7350	-8.5000	0.0144	-1.7038				
(β_5)	2.3156	6.6875	0.0194	-0.6406	0.0675	-1.6250	0.0881	0.3638				
(β_6)	0.8506	-10.9375	0.0406	1.5994	-0.1788	-4.5000	-0.0106	-1.0825				
R ²	94.5180	86.2117	96.3294	92.1928	92.9214	95.0105	92.0604	94.8292				
LOF	0.0022	0.0768	0.0004	0.3528	0.3353	0.0000	0.0008	0.0210				

C.3. Pruebas de preoxidación

	NaClO					ClO ₂				
	Turbf	Colf	pHf	Claf	COTf	Turbf	Colf	pHf	Claf	COTf
Constante	22.6565	64.9003	7.4350	19.6289	6.1619	14.5029	57.8421	6.9423	14.5029	7.6753
A:Coag	5.1319	17.0269	-0.1875	3.3039	1.4440	5.8144	17.1914	-0.1131	5.8144	1.1651
B:Floc	-0.3403	-0.5665	-0.0165	-0.0484	0.0037	0.7768	1.9285	-0.0173	0.7768	0.0746
C:Cl	10.0596	21.6256	-0.1020	8.2078	0.0114	10.2899	21.8987	-0.0891	10.2899	0.3975
D:Preox	-2.7642	-6.9118	0.0319	-5.3474	-0.0789	-3.2452	-8.8353	0.0081	-3.2452	0.3645
AA	-2.3501	-4.0746	0.0504	-1.2851	-0.4981	1.9374	0.6697	0.0898	1.9374	-0.3025
AB	0.7769	-2.1078	-0.0363	1.3594	0.2737	0.5500	0.9219	-0.0028	0.5500	0.0840
AC	5.3844	18.1422	-0.0200	3.6525	-0.0370	5.0344	11.8594	0.0028	5.0344	-0.1080
AD	0.1556	-0.5797	-0.0206	-3.3681	-0.3923	-3.4888	-6.9219	0.0141	-3.4888	-0.0273
BB	2.7135	2.1809	-0.0622	-1.3340	0.6130	-0.6592	-7.0644	0.0819	-0.6592	0.0268
BC	-0.2806	-1.1703	-0.0044	-0.6956	-0.0172	0.9288	0.6094	-0.0078	0.9288	-0.1458
BD	-1.1594	-2.5172	0.0113	-1.0688	-0.1372	0.5881	2.0781	-0.0016	0.5881	-0.4159
CC	-6.2802	-16.3583	-0.0883	-3.7635	0.1842	0.0903	-5.5858	0.1490	0.0903	-1.0310
CD	-1.3656	-4.0172	-0.0163	-2.9631	0.2615	0.3600	1.7656	0.0266	0.3600	0.1019
DD	-3.0553	-6.1219	0.0515	-2.2542	-0.1419	-0.3988	-5.3584	0.0944	-0.3988	-0.4417
R2	71.8681	77.7114	60.1218	72.6667	59.6794	74.1089	76.1607	78.2643	64.0148	63.5845
Falta de ajuste (LOF)	0.6240	0.5001	0.5242	0.0156	0.1274	0.7838	0.5167	0.0004	0.4674	0.5359

ANEXO D. Diseños experimentales

En prácticamente todos los campos del conocimiento se llevan a cabo experimentos, con la finalidad de obtener información acerca de un proceso o de un fenómeno en particular. Los experimentos son series de pruebas en las que se controlan los factores de entrada en forma arbitraria, de manera que se puedan observar e identificar diferentes comportamientos en las respuestas de salida.

En ingeniería, por ejemplo, se puede utilizar la experimentación para diseñar productos nuevos y para mejorar procesos, como el de manufactura. Los procesos, generalmente, involucran una combinación de factores que pueden ser controlables (por ejemplo X_1 , X_2 , X_3 ...) y otros que pueden no serlo (pueden ser Z_1 , Z_2 , Z_3 ...) (Montgomery, 2004; Anthony, 2003).

Los objetivos del experimento pueden ser:

- Determinar los factores que tienen una mayor influencia sobre la respuesta Y
- Conocer la manera en que se pueden ajustar los factores controlables X para obtener un valor deseado en la respuesta Y
- Determinar los valores de los factores X que reduzcan la variabilidad de Y
- Determinar cuáles son los valores de los factores X que reduzcan al mínimo los efectos de variables no controlables Z

Un esquema de un proceso que considera lo visto anteriormente puede observarse en la Figura D.1.

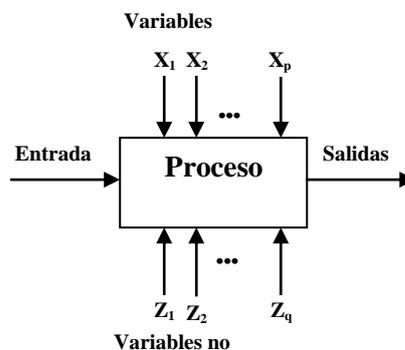


Figura D.1. Esquema general de un proceso o sistema

Existen diferentes estrategias para realizar experimentos y poder observar cuál es el efecto de cada factor en la respuesta. Una de ellas, que es muy común, se denomina *enfoque o diseño experimental de un factor a la vez*, que consiste en cambiar un solo factor, de aquellos que son controlables, y mantener los mismos valores de los restantes, realizar el experimento y analizar la respuesta. Después se prueba cambiando otro factor. El objetivo es observar cómo influye el cambio de cada factor en la respuesta. Al final, se seleccionará el valor de cada factor que mejores resultados dio.

Trabajar bajo este enfoque tiene la principal desventaja de no considerar cualquier posible interacción entre los factores. A continuación, en la Figura D.2 se presenta un ejemplo de una interacción entre los factores X_1 y X_2 en la respuesta de un proceso.

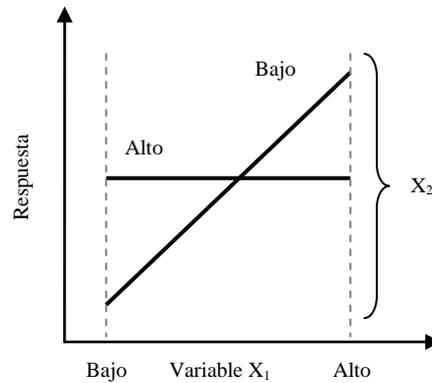


Figura D.3. Interacción de los factores X_1 y X_2 sobre la respuesta

Al observar la figura anterior, podemos decir que los factores X_1 y X_2 evidentemente están relacionados, pues la respuesta dependerá del nivel que tengan ambos factores como conjunto. Los *niveles* son los valores que se le asignan a cada factor estudiado en un diseño experimental. Una combinación de niveles de todos los factores estudiados se llama *tratamiento* o *punto de diseño*. Por ejemplo, si en un experimento se desea estudiar la influencia del valor de turbiedad y de la dosis de coagulante, y se desea probar cada una en dos niveles, entonces cada combinación de niveles (turbiedad, dosis de coagulante) es un tratamiento (Gutiérrez, 2008).

En la Figura D.3 los valores bajo y alto del factor X_1 , están representados en el eje de las abscisas, mientras que los valores del factor X_2 están representados como líneas en el plano cartesiano. Una línea representa el comportamiento cuando X_2 está en su nivel bajo y la otra cuando se encuentra en su nivel alto. En la figura se presenta el caso en el cual el factor X_2 prácticamente no afecta en la respuesta si se encuentra en su valor alto, sin importar en qué nivel se encuentre el factor X_1 . Pero, si el factor X_2 se encuentra en su nivel bajo, la respuesta va a cambiar notablemente cuando en esta condición se encuentre con el valor bajo o con el valor alto de X_1 . Puede notarse en la figura que la respuesta es mayor cuando coincide el valor alto de X_1 y el valor bajo de X_2 . Esto es una interacción entre factores, que difícilmente podría ser observada por el enfoque o diseño experimental de un factor a la vez.

En estos casos, un enfoque adecuado que considera la posible interacción entre los factores es realizar un *diseño experimental factorial*. En este tipo de diseño, se hacen variar un conjunto de factores al mismo tiempo (Lazić, 2004).

El diseño experimental factorial es el que usa los datos experimentales más eficientemente, pues a través de reducidas observaciones, se puede conocer el efecto que tiene sobre la respuesta cada factor por sí solo, o en interacción con otro.

Existe una gran diversidad de diseños experimentales, con diferentes aplicaciones a situaciones que ocurren en la práctica. Dada esta cantidad de posibilidades, es necesario conocer la manera de elegir el más adecuado para una situación dada (Montgomery, 2004).

Los cinco aspectos que influyen al momento de seleccionar un diseño experimental son:

1. El objetivo del experimento
2. El número de factores a estudiar
3. El número de niveles que se estudian para cada factor
4. El tipo de efecto que se desea investigar (relación factores-respuesta)
5. El costo del experimento, tiempo y precisión deseada

El objetivo del experimento se utiliza como un criterio general para clasificar a los diseños experimentales, mientras que los restantes cuatro aspectos son útiles para subclasificarlos. En la Figura D.4 se muestra cómo se pueden clasificar a los diseños experimentales de acuerdo con el objetivo del experimento.

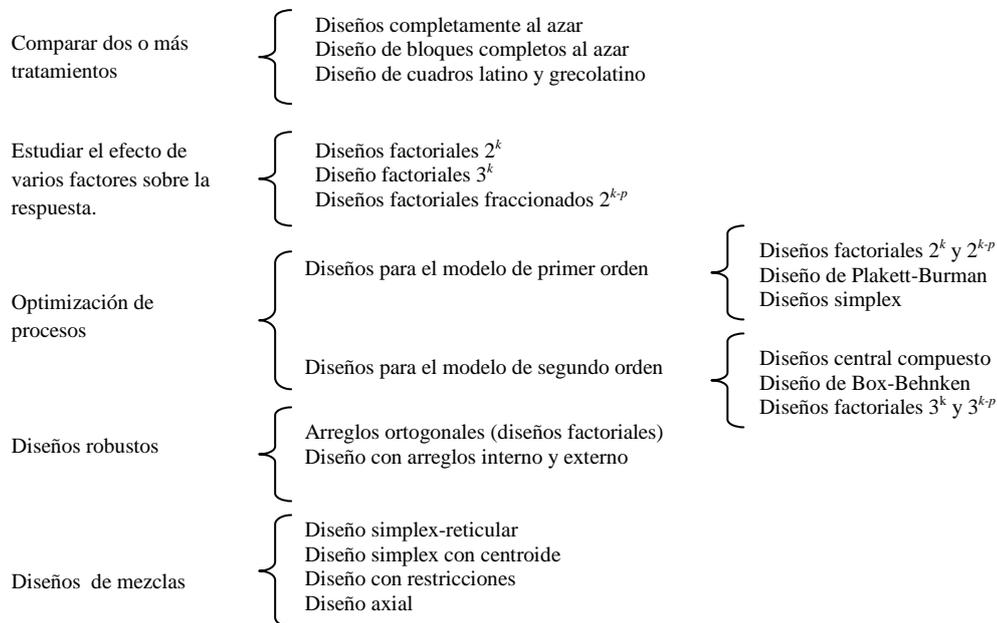


Figura D.4. Clasificación de los diseños experimentales (Gutiérrez, 2008)

Diseño factorial 2^k

En este tipo de diseños se pueden tener k factores, cada uno con solo dos niveles. Los niveles pueden ser cuantitativos, por ejemplo en el caso de un intervalo de temperatura, de presión o de tiempo. También pueden ser cualitativos, como la presencia o ausencia de un factor, dos operadores o dos maquinarias distintas. Una réplica completa de este tipo de diseño requiere de $2 \times 2 \times \dots \times 2 = 2^k$ observaciones y se le denomina diseño factorial 2^k .

Dependiendo del número de factores que se vayan a estudiar y los niveles de cada uno de ellos, será el número de experimentos que se deban realizar. Si solo se investigan dos niveles de cada factor (por ejemplo el nivel bajo y alto), entonces el número de pruebas que se deben realizar son 2^k . Que se puede interpretar como k factores que se estudiaran en 2 niveles. Un diseño experimental de tipo factorial que incluya 3 factores a investigar, necesitará de $2^3 = 8$

experimentos para poder estudiar los efectos individuales y los de las interacciones sobre la respuesta; sin embargo, se recomienda realizar una réplica de cada prueba.

Este tipo de diseño es útil en una etapa inicial del trabajo experimental, cuando se desea probar un gran número de factores. La particularidad de este diseño es que proporciona el menor número de pruebas experimentales con las que se pueden estudiar los k factores en un diseño factorial completo (Montgomery, 2004). Por lo anterior, es que este tipo de diseños se utilizan en experimentos de tamizado, barrido o selección de factores. Los experimentos factoriales 2^k son útiles principalmente cuando el número de factores a estudiar está entre dos y cinco. Si el número de factores es mayor que cinco se recomienda utilizar un diseño factorial fraccionado 2^{k-p} , donde p representan interacciones de alto orden que pueden ser descartadas (Gutiérrez, 2008).

Diseño factorial 2^k con punto al centro

Cuando en un diseño factorial 2^k , los k factores se pueden estudiar en un nivel de prueba intermedio, es decir, un tratamiento adicional formado por la combinación del nivel medio de todos los factores. A este tipo de tratamiento se le conoce como *punto central*. Una razón por la que es deseable utilizar un punto central es aumentar el número de grados de libertad del experimento para calcular el error en el análisis de varianza (ANOVA). Los grados de libertad se podrían aumentar con réplicas en el experimento, pero en ocasiones por cuestiones económicas el experimento se corre sin réplicas. Otra razón para utilizar el punto central es que las repeticiones en el centro permiten detectar la presencia, si la hay, de una curvatura en al menos uno de los factores que se estén estudiando. Esta curvatura se refiere a los efectos secundarios A^2 , B^2 , etc. Una vez detectados estos efectos, el experimento se aumenta con más puntos experimentales para analizar esta curvatura (Gutiérrez, 2008).

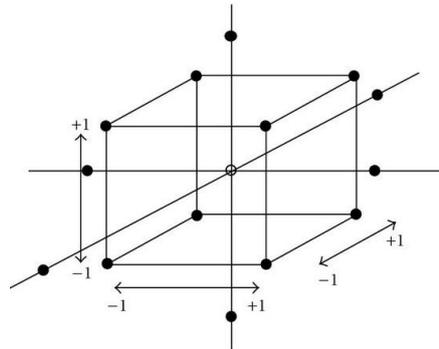
Diseño central compuesto

Un *Diseño Central Compuesto* (DCC) se puede construir a partir de un diseño factorial 2^k agregando puntos sobre los ejes y al centro. Se considera un diseño de segundo orden, pues además de permitir estudiar los efectos lineales y de interacción, se pueden analizar los efectos cuadráticos o de curvatura. Este tipo de diseños se emplean cuando se desea estudiar una situación que se espera que sea compleja o cuando se piensa que el punto óptimo de la respuesta se encuentra dentro de la región experimental, acotada por los niveles de los factores.

Un DCC tiene tres componentes:

1. Una réplica de un diseño factorial 2^k . A esta parte se le llama porción factorial.
2. Repeticiones en el punto central n_0 , con $n_0 \geq 1$
3. Dos puntos sobre cada eje a una distancia α del origen. A estos puntos se les llama *porción axial o diseño tipo estrella*

A continuación, en la Figura D.5 se muestra la representación de un DCC para el caso de tres factores.


Figura D.5. Representación de un DCC para 3 factores

El número total de experimentos cuando se utiliza un DCC con k factores es de $N = 2^k + 2k + n_0$. El número de corridas al centro y la distancia de los puntos axiales (α) deben escogerse dependiendo de las propiedades que se deseen para el DCC. Si se quiere que el diseño sea rotatable, entonces el valor de α se determina:

$$\alpha = (F)^{1/4}$$

Ecuación D.1

Donde F es el número de puntos en la parte factorial. Si se desea que el DCC sea ortogonal se toma α igual a:

$$\alpha = \left(\frac{(F \times N) - F}{2} \right)^{1/2}$$

Ecuación D.2

Donde N es el total de pruebas experimentales.

La ortogonalidad y la rotabilidad aumentan la eficiencia de los diseños que las poseen, porque facilitan la interpretación de los parámetros estimados y de la superficie de respuesta. Un diseño es ortogonal cuando los coeficientes estimados en el modelo ajustado no tienen ninguna correlación entre sí, lo cual provoca que se pueda conocer el efecto que tiene cada término y que se estime de manera más precisa. Un experimento es ortogonal si en la matriz de diseño todos los vectores columna son independientes entre sí. Una forma de verificar que en un diseño factorial completo 2^k las columnas de su matriz son independientes: se multiplica dos columnas cualesquiera, término a término utilizando la notación -1 y $+1$ y el resultado es cero. Un diseño es rotatable si la varianza de $\hat{Y}(x)$ solo depende de la distancia del punto x al centro de diseño y no de la dirección en que se encuentra. Es decir, si se piensa en la variable $\text{var}[\hat{Y}(x)]$ como otra respuesta, la gráfica de contornos tiene la forma de círculos concéntricos alrededor del centro del diseño. La rotabilidad del diseño hace que la calidad de la predicción, medida como $\text{var}[\hat{Y}(x)]$, no cambie sin importar que el diseño rote alrededor del mismo.

Metodología de la superficie de respuesta

La metodología de superficie de respuesta (MSR) es la estrategia experimental y de análisis que permite encontrar las condiciones de operación óptimas de un proceso, es decir, aquellas que dan como resultado “valores óptimos” de una o varias características de calidad del producto.

Las superficies de respuesta se caracterizan ajustando un modelo a los datos experimentales. Los modelos que se utilizan en MSR son básicamente polinomios. Con base en lo anterior, si se tiene un número de factores k el *modelo de primer orden*, que solo analiza efectos individuales está dado por:

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i + \varepsilon$$

Ecuación D.3

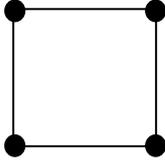
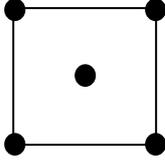
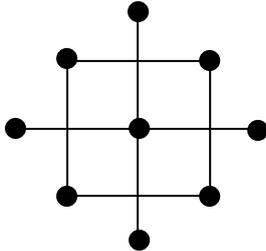
Y el *modelo de segundo orden*, que permite estudiar, además de los efectos lineales y de interacción, los efectos cuadráticos o de curvatura pura, tiene la siguiente representación es:

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} x_i^2 + \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^k \beta_{ij} x_i x_j + \varepsilon$$

Ecuación D.4

Existe una relación directa entre el tipo de modelo que se pretende ajustar y el tipo de diseño que se debe correr. Un diseño factorial completo 2^k sólo será útil para estimar e incluir en el modelo los efectos principales e interacciones dobles, sin que se pueda estimar términos cuadráticos puros (p.ej. x_i^2). Si al diseño factorial se le agregan repeticiones al centro ($2k +$ centro), en el modelo se puede incluir solo uno de los términos cuadráticos puros, cualesquiera de ellos. Las repeticiones en el centro no son suficientes para conocer cuál o cuáles de los términos cuadráticos está activo, pero sí permite detectar la presencia de curvatura. Si el modelo se aumenta con puntos estrella o axiales, es posible estudiar de manera separada los efectos cuadráticos puros e incluirlos a todos, si fuera necesario, en el modelo ajustado. En la Tabla D.1 se presentan diferentes tipos de diseño experimental y el modelo asociado cuando se estudian solo dos factores (Gutiérrez, 2008).

Tabla D.1. Relación modelo-diseño experimental

Diseño	Modelo Asociado
Factorial 	$Y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \beta_{12}x_1x_2 + \varepsilon$ (primer orden)
Factorial con punto al centro 	$Y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \beta_{12}x_1x_2 + \text{curvatura} + \varepsilon$ $\text{Curvatura} = \beta_{11}x_1^2 \text{ o } \beta_{22}x_2^2$
Factorial con centro y puntos axiales 	$Y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \beta_{12}x_1x_2 + \beta_{11}x_1^2 + \beta_{22}x_2^2 + \varepsilon$ (segundo orden)