



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA

**DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULA COMO TÉCNICA DE
EVALUACIÓN DE DESEMPEÑO DE UNA PLANTA POTABILIZADORA**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA
ULISES MOLINA VALENCIA

TUTORES PRINCIPALES:

DRA. ALMA CONCEPCIÓN CHÁVEZ MEJÍA
INSTITUTO DE INGENIERÍA – UNAM

DR. RAFAEL MAGAÑA LÓPEZ
INSTITUTO DE INGENIERÍA – UNAM

COMITÉ TUTORAL

DRA. ANA ELISA SILVA MARTÍNEZ
FACULTAD DE INGENIERÍA – UNAM

DR. ENRIQUE CÉSAR VALDEZ
FACULTAD DE INGENIERÍA – UNAM

M.EN I. MERCEDES ESPERANZA RAMÍREZ CAMPEROS
INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 16 de junio de 2022.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO

Presidenta: Dra. Ana Elisa Silva Martínez.

Secretario: Dr. Enrique César Valdez.

1^{er.} Vocal: M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos.

2^{do.} Vocal: Dr. Rafael Magaña López.

3^{er.} Vocal: Dra. Alma Concepción Chávez Mejía.

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA – UNAM

TUTORA DE TESIS



DRA. ALMA C. CHÁVEZ MEJÍA

DEDICATORIA

A mí padre Lucio Molina González y a mí madre María Guadalupe Valencia Rosas, por enseñarme el valor del trabajo duro. Gracias a su cariño, apoyo y guía he logrado alcanzar una de mis metas, la cual constituye la herencia más valiosa que pudiera recibir. Con todo mi amor y admiración.

A Darío Montiel Molina, por todas las risas y maravillosos momentos que pasamos juntos.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada durante el período de realización de mis estudios de posgrado.

Al proyecto SECTEI/260/2019 “Mejoramiento de los Procesos de Potabilización y Tratamiento de Agua Residual y Uso de Tecnologías Descentralizadas en los 21 Proyectos de Regulación como Estrategia Auxiliar para el Aseguramiento Hídrico del Río Magdalena” por el apoyo otorgado.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Química y Facultad de Ingeniería por brindarme la mejor formación y conocimientos a nivel superior del país.

Al Instituto de Ingeniería-UNAM por permitirme hacer uso de sus instalaciones en el desarrollo de mi tesis de licenciatura y por los conocimientos adquiridos a lo largo de mi estancia.

A mí asesora de tesis Dra. Alma C. Chávez Mejía, por brindarme su invaluable apoyo y confianza durante esta gran etapa de mi vida, por haberme permitido trabajar a su lado y por todas las enseñanzas que me han forjado profesionalmente.

A mí codirector de tesis Dr. Rafael Magaña López por la orientación, soporte y observaciones que me permitieron un buen aprovechamiento del trabajo realizado.

Al Dr. Enrique César Valdez, a la M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos y a la Dra. Ana Elisa Silva Martínez por formar parte de mi crecimiento académico y profesional, por sus invaluable aportaciones para la mejora de este proyecto de investigación.

RESUMEN

En México, para garantizar el abastecimiento de agua potable en términos de calidad se determina un grupo de indicadores de contaminación acorde con la normatividad vigente (a saber, parámetros microbiológicos, fisicoquímicos y radioactivos). Para ello, se utilizan técnicas convencionales que representan un costo elevado y pueden ser complejas como es el caso de las técnicas cromatográficas, además de la lentitud en la generación de resultados pudiendo tardar hasta dos horas para el caso de sólidos disueltos totales, por lo que es imperativo contar con otras herramientas que permitan de manera inmediata realizar cambios o modificaciones operacionales en los procesos u operaciones unitarias de las Plantas Potabilizadoras (PP) y con ello mejorar su desempeño para garantizar la calidad del agua potabilizada. Los contaminantes presentes en el agua pueden clasificarse por su tamaño, y la manera como están distribuidos representa una herramienta emergente útil con las ventajas de ser económica, rápida y precisa, ya que un valor de tamaño se puede relacionar con la calidad del agua, y de esta manera controlar y evaluar trenes de potabilización.

Es por ello, que esta tesis tiene el objetivo de evaluar la técnica de Distribución de Tamaño de Partícula conocida como DTP para relacionar la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua de proceso y potabilizada en la planta potabilizadora Río Magdalena 1 durante la época de lluvia y estiaje. Para ello, se realizaron una serie de relaciones entre el volumen o número de las partículas presentes vs parámetros como absorbancia UV_{254} , alcalinidad total, carbono orgánico total (COT), coliformes fecales y totales, demanda química de oxígeno (DQO), entre otros, ya que es útil para establecer el número y tamaño de las partículas para el aseguramiento de la calidad del agua. Además, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar los parámetros que tienen incidencia en la eficiencia, operación, control y monitoreo de la planta potabilizadora. A la par se aplicó un Índice de Calidad del Agua (ICA) diseñado para evaluar la aptitud de una fuente específica para uso y consumo humano.

En la determinación de la DTP se empleó el método Coulter, mientras que, el ICA utilizado corresponde a la metodología desarrollada por Stoner (1976). De los resultados más importantes se establece que en la temporada de lluvia el agua del Río Magdalena contiene $57,926 \pm 17,100$ partículas con un tamaño promedio de $1.33 \pm 0.06 \mu m$, mientras que el efluente contiene 277.11 ± 105 partículas con un tamaño promedio de $1.2 \pm 0.12 \mu m$ y que los parámetros absorbancia UV_{254} , alcalinidad total, coliformes fecales, COT, conductividad eléctrica, DQO, SDT y turbiedad se relacionan con la DTP tanto en el influente como en el efluente de la planta al obtener un coeficiente de relación superior a 0.8 lo que indica que dichos

parámetros pueden ser monitoreados mediante la técnica de DTP para realizar cambios operativos de manera inmediata. De acuerdo con el análisis de varianza, los parámetros color verdadero, DQO, SDT y turbiedad son críticos para la evaluación de la eficiencia de la planta, mientras que los resultados para la temporada de estiaje indican que absorbancia UV_{254} , color verdadero, SDT y turbiedad son parámetros cruciales para calidad del agua que se abastece al usuario final durante esta temporada.

Por último, la evaluación de la calidad del agua mediante el uso del ICA aplicado a datos históricos y a los obtenidos durante esta investigación evidenció que no existe un monitoreo continuo y sistematizado de los parámetros establecidos en la normatividad vigente. Para la temporada de estiaje se observó que, en los años 2017, 2019 y 2020 se sobrepasó la concentración límite para aluminio, bario y coliformes totales, obteniendo valores para el ICA de -129.23, -38.47 y -134.12, respectivamente, y se asume que el agua no es segura para su abastecimiento. Por ende, es necesario asegurar la correcta aplicación del $NaClO$ durante el proceso de desinfección, y regular la dosificación $Al_2(SO_4)_3$ durante el proceso de coagulación – floculación para la remoción de estos metales. En temporada de lluvia se observó que todos los años evaluados cumplieron con las condiciones establecidas por el índice para considerar que el agua abastecida era apta para uso y consumo humano.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	14
2. JUSTIFICACIÓN	17
3. OBJETIVOS	19
3.1 GENERAL.....	9
3.2 PARTICULARES	19
4. MARCO DE REFERENCIA	11
4.1 DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULA	20
4.1.1 <i>Densidad</i>	22
4.1.2 <i>Forma</i>	2
2	
4.1.3 <i>Interacción medio-partícula</i>	23
4.1.4 <i>Dinámica del medio</i>	23
4.1.5 <i>Relación de tamaño de partícula con procesos y operaciones de tratamiento de agua</i>	26
4.2 TÉCNICAS DE MEDICIÓN DE TAMAÑO Y DISTRIBUCIÓN DE PARTÍCULA.....	31
4.2.1 <i>Análisis granulométrico</i>	35
4.2.2 <i>Métodos de sedimentación</i>	36
4.2.3 <i>Pipeta Andreasen</i>	37
4.2.4 <i>Zona de Detección Eléctrica</i>	38
4.2.4.1 <i>Limitaciones del método</i>	40
4.2.5 <i>Método de absorción de luz</i>	41
4.2.6 <i>Método de dispersión de luz</i>	42

4.2.7 Microscopio óptico y análisis de imágenes.....	44
4.3 RÍO MAGDALENA COMO PROVEEDOR DE RECURSOS HÍDRICOS	46
4.4 PROGRAMA DE RESCATE INTEGRAL DEL RÍO MAGDALENA	56
4.5 ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE EN LA ALCALDÍA MAGDALENA CONTRERAS	357
4.5.1 Principales problemas en el abastecimiento de agua potable en la alcaldía.....	36
4.6 PLANTA POTABILIZADORA RÍO MAGDALENA	629
4.7 SITUACIÓN DE LOS PROCESOS DE POTABILIZACIÓN Y TRATAMIENTO	42
4.8 CALIDAD HISTÓRICA DEL AGUA EN LA PP RÍO MAGDALENA 1	43
5. METODOLOGÍA.....	¡Error! Marcador no definido.
5.1 SITIOS DE MUESTREO	72
5.1.1 Determinaciones en campo.....	77
5.1.2 Métodos empleados para la caracterización de las muestras	78
5.1.3 Método de análisis de datos.....	82
6. ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	57
6.1 DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULA	57
6.2 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA	58
7. CONCLUSIONES	65
8. REFERENCIAS	67
9. ANEXOS.....	74
10.1 MÉTODO DE ANÁLISIS DE DATOS	133
10.2 DIFERENCIALES DE LA DTP	136

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4.1. Tecnologías para el conteo y análisis de la Distribución de Tamaño de Partícula en agua potable y residual.	45
Tabla 4.2. Cobertura en el servicio de agua potable por colonia en la alcaldía. Fuente: GDF, 2006.....	37
Tabla 5.1. Métodos y técnicas empleadas en esta investigación para la caracterización de las muestras.....	794
Tabla 5.2. Continuación de Métodos y técnicas empleadas en esta investigación para la caracterización de las muestras.	795
Tabla 5.3. Condiciones de operación establecidas para el equipo Coulter Counter® Miltisizer III empleado para el conteo de las partículas en las muestras recolectadas	457

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 4.1. Principales factores para la caracterización de las partículas en un medio fluido. Fuente: Adaptado Lloyd, 1991.....	22
Figura 4.2. Tamaño de partícula de distintos contaminantes presentes en agua potable y residual. Fuente: Adaptado de Levine, et al., 1991; Neis & Tiehm, 1997; Ho-Kyong, et al., 2006.....	26
Figura 4.3. Intervalos de tamaño de partícula sobre los cuales las operaciones y procesos de tratamiento de agua son eficientes. Fuente: Adaptado de Levine, et al., 1985.	27
Figura 4.4. Técnicas analíticas utilizadas en la determinación de la DTP en agua. Fuente: Adaptado de Levine, et al., 1991; Ho-Kyong, et al., 2006.	34
Figura 4.5. Agitador de tamices RO-TAP de TYLER. Fuente: Haver Tyler Corporation, 2016.....	35
Figura 4.6. Decantación en vaso de precipitados. Fuente: Adaptado de Milton, 2018.	36
Figura 4.7. Pipeta Andreasen. Fuente: Adaptado de Alamo, 2019.	37
Figura 4.8. Principio de funcionamiento del Método de Zona de Detección Eléctrica. Fuente: Adaptado de Allen, 1997.....	39
Figura 4.9. Sistema que emplea la técnica de zona de detección eléctrica para el conteo y análisis de las partículas de la marca Beckman Coulter. Fuente: Beckman-Coulter, 2018.....	40
Figura 4.10. Dispersión de la luz por una partícula irregular. Fuente: Van Gelder, et al., 1999.....	42
Figura 4.11. Difracción de la luz en anillos concéntricos. Fuente: Carrión, 1992. .	43
Figura 4.12. Ubicación de la cuenca del Río Magdalena (negro), la cuenca de México (blanco) y el área metropolitana de la Ciudad de México (gris). Fuente: Recuperado de Jujnovsky & Almeida-Leñero, 2010.....	55
Figura 4.13. Tren de tratamiento de la PP Río Magdalena. Fuente: Elaboración propia	64

Figura 4.14. Calidad histórica del influente y efluente de la PP Río Magdalena 1 para parámetros como calcio, cloruros, color, fluoruros, magnesio, pH, potasio, sodio, sulfatos y turbiedad.	67
Figura 4.15. Calidad histórica del influente y efluente de la PP Río Magdalena 1 para parámetros como alcalinidad total, coliformes totales y fecales, conductividad eléctrica, dureza al Ca ²⁺ , dureza total y sólidos totales.	68
Figura 4.16. Calidad histórica del influente y efluente de la PP Río Magdalena 1 para parámetros N-NH ₃ , N-NO ₃ , N-NO ₂ y SAAM.	69
Figura 4.17. Calidad histórica del influente y efluente de la PP Río Magdalena 1 para metales pesados.	70
Figura 4.18. Distribución de precipitación pluvial y climas en la Ciudad de México. Fuente: CNF, 2015.	58
Figura 4.19. Disponibilidad de servicios públicos en la alcaldía Magdalena Contreras. Fuente: Elaboración propia con datos de INEGI (2015).	60
Figura 5.1. Esquema general de trabajo propuesto para esta investigación. Fuente: Elaboración propia.	72
Figura 5.2. Sitio de muestreo localizado en la obra de captación de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.	73
Figura 5.3. Toma de muestras en el proceso unitario de oxidación química de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.	74
Figura 5.4. Toma de muestras en efluente de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.	74
Figura 5.5. Lavado de recipientes contenedores de las muestras recolectadas. Fuente: Elaboración propia.	77
Figura 5.6. Determinación de parámetros <i>in situ</i> en las muestras recolectadas. Fuente: Elaboración propia.	77
Figura 5.7. Bolsas de polímero empleadas en el muestreo para la determinación de parámetros microbiológicos. Fuente: Elaboración propia.	78
Figura 6.1. Determinación de la DTP en las muestras recolectadas.	80
Figura 6.2. Caracterización fisicoquímica de las muestras recolectadas.	96

Figura 6.3. Caracterización fisicoquímica de las muestras recolectadas.	98
Figura 6.4. Caracterización fisicoquímica y microbiológica de las muestras recolectadas.....	100
Figura 10.1. Diferenciales de la DTP en las muestras recolectadas en el influente de la PP.....	136
Figura 10.3. Diferenciales de la DTP en las muestras recolectadas en el proceso de oxidación química.....	136
Figura 10.4. Diferenciales de la DTP en las muestras recolectadas en el efluente de la PP.....	137

1. INTRODUCCIÓN

El acceso al agua potable es fundamental para la salud y es un derecho humano esencial y un componente básico de las políticas de protección de la salud humana (OMS, 2017). El incremento en la cobertura de agua de consumo humano segura¹ proporciona beneficios tangibles para la población como la reducción de la prevalencia o incidencia de ciertas enfermedades, entre otros (OMS, 2011). Un medio efectivo de garantizar sistemáticamente la seguridad de un sistema de abastecimiento de agua para consumo humano es aplicar metodologías integrales de evaluación y gestión de riesgos que abarque todas las etapas en el abastecimiento de agua potable, desde la captación hasta su llegada al consumidor final (OMS, 2004).

En México, siete de cada diez habitantes viven en una ciudad. Las proyecciones demográficas indican que para los siguientes 25 años continuará el incremento insostenido de las urbes (0.8% anual) (Gómez, 2013) y con ello, el riesgo de no garantizar el acceso adecuado y abastecimiento de agua potable de calidad acorde a la NOM-127-SSA1-1994. De hecho, en México de los 32 millones 925 mil hogares contabilizados en el país, el 68% cuenta con dotación diaria de agua, mientras que en el resto (10 millones 497 mil) el suministro es irregular o inexistente (CNF, 2015).

El desabasto de agua potable afecta principalmente a una entidad federativa del país, la Ciudad de México donde al menos un millón de personas se ve afectada tal y como le reporta Guerrero, *et al.*, (2009). En particular, la alcaldía Magdalena Contreras cerca de 46 mil habitantes [de los 239,086 habitantes de población total (20%)] padecen la escasez de este recurso de acuerdo con lo reportado por Torres (2017) debido principalmente a la fisiografía del relieve y a que no se conoce la demanda real de la población ni el suministro diario por medio de los tanques de almacenamiento.

Así, para atender el problema de abastecimiento, es importante trabajar desde diferentes frentes, por ejemplo, DuMars, *et al.*, (1995) proponen que parte de la solución se basa en la modernización del Sistema de Aguas con obras como el cambio y la rehabilitación de la red primaria y secundaria de agua potable, la generación de pozos de absorción, la construcción de sistemas de potabilización de agua y el tratamiento de agua residual, plantas de bombeo y la ampliación de la red de agua tratada para sustituir el consumo de agua potable en áreas verdes (DuMars, *et al.*, 1995), incluyendo el diagnóstico y la rehabilitación de las ya existentes.

¹ Agua que no representa algún riesgo para el consumo y uso humano (SEDAPAL, 2015).

Otro punto importante, es el abordaje de la calidad del agua potable que será distribuida a la población y que depende de la composición del agua cruda que a su vez incide en el costo de potabilización, así como de la correcta operación y mantenimiento de los sistemas (Riaño & Quintero, 2016). De esta manera, para el diseño y operación del sistema de potabilización, es preciso conocer la calidad del agua y su variabilidad para seleccionar los procesos y operaciones unitarias útiles que brinden las características adecuadas para sus posteriores usos.

En el caso particular de consumo humano, en México para definir la calidad del agua, se deben determinar todos los parámetros que se establecen en la modificación a la NOM-127-SSA1-1994. Para lograrlo, es necesario combinar una serie de procesos que sean capaces de remover los compuestos considerados como contaminantes y que por ende están presentes en la fuente de abastecimiento (Gómez, *et al.*, 2013) y a la par, determinar todos los parámetros que están considerados en la norma, es decir microbiológicos, fisicoquímicos y radioactivos (SSA, 1996).

El problema actual, son los costos asociados en la determinación de la calidad del agua, a manera de ejemplo, en un laboratorio acreditado la medición de los parámetros establecidos en la NOM-127-SSA1-1994 tiene un costo aproximado al año 2021 de \$27,000 MXN (CIATEJ, 2021). Las técnicas actuales para la determinación de la calidad del agua (colorimétricas, cromatografías, espectrofotométricas, gravimétricas, volumétricas, entre otras) han perdido de vista que en realidad los contaminantes físicos, microbiológicos y químicos son partículas que difieren en tamaño y que por sus dimensiones es posible suponer que su contenido puede ser evaluado a partir de la Distribución de Tamaño de Partícula (DTP).

En la actualidad, el uso de esta técnica se está impulsando como una herramienta emergente para evaluar la calidad del agua potable y residual, establecer el diseño y desempeño de las Plantas Potabilizadoras (PP) con la ventaja de ser una técnica de rapidez de generación de datos y bajo costo en su determinación (aproximadamente \$26 MXN por muestra) (Chávez, *et al.*, 2008). De hecho, el análisis de la distribución de tamaño de partícula en los diversos procesos es uno de los principales parámetros que deben ser considerados para el diseño de plantas potabilizadoras y evaluación del desempeño (Ødegaard, 1979 y 1998).

En efecto, el conteo de partículas, el análisis de su diámetro, tamaño y distribución es una herramienta útil que permite determinar la composición del agua potable y residual, del efluente de una planta de tratamiento, del agua de proceso, así como la calidad del agua tratada (Neis & Tiehm, 1997), lo que permitiría tener un estricto

control del proceso y definir las condiciones óptimas de operación del sistema de potabilización (AWWA, 2011) para asegurar una calidad aceptable en el efluente.

Si bien, la determinación del conteo y análisis de la DTP no es una técnica ampliamente utilizada en procesos de potabilización, se ha comprobado que es de gran utilidad para caracterizar los efluentes de los tratamientos secundarios y terciarios (Neis & Tiehm, 1997), y puede llegar a convertirse en una herramienta útil al momento de definir un tren de tratamiento de potabilización, sin necesidad de recurrir a pruebas piloto o análisis de calidad del agua (Chávez, *et al.*, 2008). Ante ello, el motivo de la presente investigación fue analizar el desempeño de la PP Río Magdalena 1 ubicada en la alcaldía Magdalena Contreras en la Ciudad de México (CDMX), ello mediante el análisis de la DTP como herramienta de toma de decisiones operacionales.

2. JUSTIFICACIÓN

La CONAGUA (2018) reportó que la Ciudad de México cuenta con 51 plantas potabilizadoras en operación con capacidad instalada de 4,935.5 L/s. Para esta investigación, se utilizó como modelo a la PP Río Magdalena I ubicada en la Alcaldía Magdalena Contreras considerando los procesos y operaciones unitarias, gasto potabilizado (200 L/s) y al número de habitantes a los cuales abastece de las colonias ubicadas en el oriente de dicha alcaldía. La PP seleccionada cuenta con una combinación de diversas barreras múltiples² entre las que se incluye coagulación-floculación, sedimentación, filtración con antracita-arena y desinfección con NaClO, las cuales operan de acuerdo con la estación del año (estiaje y lluvia).

En México, la norma en materia de agua para uso y consumo humano es la NOM-127-SSA1-1994, la cual define básicamente dos aspectos: los límites máximos permisibles en cuanto a sus características microbiológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas, así como los tratamientos para su potabilización (CONAGUA, 2010), aunque en realidad sólo la concentración de cloro residual y contenido de coliformes fecales se reportan en documentos oficiales.

En la actualidad, la manera como se evalúa el desempeño de las PP es mediante la determinación de algunos parámetros en el influente y efluente (coliformes totales, cloro libre residual y cloro total), sin conocer el desempeño de cada una de las barreras múltiples para modificar las condiciones de operación. Es importante mencionar que, en la Ciudad de México, en la mayoría de las PP en operación se monitorea únicamente el influente y el efluente, debido a los costos que representa determinar su calidad en cada una de las etapas que compone el proceso (DuMars, *et al.*, 1995).

Para asegurar el abastecimiento a la población con agua de calidad acorde a la normatividad, se requiere contar con técnicas analíticas que midan la concentración de algunos parámetros de interés. Comúnmente, estas técnicas presentan lentitud en la generación de resultados, además de ser complejas y costosas (Chávez, 2004), por lo que es imperativo contar con otras herramientas que den respuesta inmediata para modificar el proceso u operación unitaria y con ello garantizar la calidad del agua a la población. Por lo antes mencionado, se hace necesario desarrollar acciones específicas que conjunten al gobierno y a la población para consolidar estrategias que impacten directamente en el mejoramiento de la calidad del agua del Río Magdalena, así como el aseguramiento de la calidad y cantidad

² Estrategia comprobada capaz de reducir eficazmente contaminantes en el agua, consiste en la combinación de dos o más procesos y operaciones unitarias (OPS, 2005), siendo capaz de remover progresivamente contaminantes para producir agua con fines de consumo humano.

del agua abastecida por la planta potabilizadora de mismo nombre. Así entonces, la vigilancia de la calidad del agua y correcta operación de la PP modelo, son el motivo de este estudio.

La importancia de determinar la distribución de tamaño de los contaminantes en agua para uso y consumo humano es que se reconoce como una herramienta emergente para la interpretación de su composición, para la evaluación de las tecnologías de tratamiento y estimación de las eficiencias de remoción (Dulekgurgen, *et al.*, 2006). De acuerdo con Levine, *et al.*, (1991) los contaminantes presentes en el agua pueden clasificarse en cuatro grupos de acuerdo con su tamaño: disueltos ($<0.001\mu\text{m}$), coloides ($0.001-1\mu\text{m}$), supracoloides ($1-100\mu\text{m}$) y sedimentables ($>100\mu\text{m}$); para su caracterización se deben tomar en cuenta propiedades como el área superficial, diámetro, masa, velocidad de sedimentación o la respuesta a un campo eléctrico u óptico (Allen, 1997). Debido a estas características, se establece que mediante el uso de la DTP se puede diseñar, optimizar y/o modificar la operación del sistema de potabilización de manera inmediata.

3. OBJETIVOS

3.1 GENERAL

- Diagnosticar y evaluar el desempeño de las barreras que conforman el proceso de potabilización mediante el uso de la Distribución de Tamaño de Partícula (DTP).

3.2 PARTICULARES

- Establecer los cambios en la DTP con base en las diversas condiciones de operación de la planta potabilizadora modelo.
- Correlacionar algunos parámetros de interés establecidos en la NOM-127-SSA1-1994 con el volumen de las partículas presentes en el agua.
- Definir el desempeño de cada una de las barreras que conforman el proceso de potabilización en función del volumen de las partículas y su distribución.
- Evaluar la calidad del agua potabilizada en la PP modelo mediante la aplicación de un Índice de Calidad de Agua para la vigilancia del agua que se distribuye en la alcaldía.

4. MARCO DE REFERENCIA

Los siguientes capítulos amplían y fundamentan los conceptos de esta investigación, precisan términos que se utilizarán a lo largo de este proyecto y permiten establecer la metodología a seguir para el cumplimiento de los objetivos antes planteados, además de proporcionar estrategias para la interpretación de los resultados.

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LAS PARTÍCULAS EN AGUA

En las fuentes de abastecimiento, se presentan diversos tipos de partículas con distinta difusividad y dispersión (AWWA, 2011). Estas partículas, generalmente, son portadoras de contaminación (en flujo y transferencia), y durante el tratamiento sufren reacciones químicas, transformaciones de forma y tamaño (Guangqi, *et al.*, 2008). Por ello, la retención de éstas durante el proceso de potabilización del agua tiene relación con la seguridad de la calidad del efluente abastecido a la población. Las partículas en sistemas fluidos poseen una gama conceptual amplia, que incluye algas, bacterias en suspensión (solas o aglomeradas), coloides, Materia Orgánica (MO), minerales, organismos, partículas en suspensión y protozoos (Levine, *et al.*, 1991).

Por otro lado, la unidad física individual que describe un estado de la subdivisión de la materia se denomina partícula. Se considera como una unidad de trabajo comúnmente utilizada para describir la composición de los materiales. Sin embargo, al analizar diversas partículas, se observan variaciones en forma y tamaño, por lo tanto, es necesario establecer una definición para que cada unidad de partículas pueda ser discutida en términos de las fuerzas cohesivas involucradas (Riyad & Clayton, 1963).

En otras palabras, una partícula de una sustancia o compuesto se define como una subdivisión de la materia cuya forma depende del proceso por el cual se generó y de las fuerzas cohesivas intramoleculares presentes. Tal definición, describe igualmente bien a todas las entidades particuladas. Por ello, una partícula puede ser un cristal único, una gota líquida o un material amorfo con un tamaño definido (Riyad & Clayton, 1963), según su composición subyacente, las partículas pueden clasificarse en orgánicas, inorgánicas o biológicas (subconjunto orgánico) (AWWA, 2011). A continuación, en la Tabla 4.1 se proporciona una descripción general de la clasificación de las partículas que pueden encontrarse en agua potable y residual (cruda y tratada).

Tabla 4.1. Clasificación de las partículas presentes en agua potable. Fuente: Adaptado de AWWA, 2011.

CLASIFICACIÓN	ORIGEN	GAMA CONCEPTUAL
Orgánicas	Degradación de materia vegetal y animal. Actividades humanas.	MO natural particulada y disuelta. Compuestos orgánicos de origen antropogénico.
Inorgánicas	Desgaste natural de minerales. Erosión y escorrentía de efluentes.	Arcillas, óxidos de hierro y calcitas.
Biológicas	Descarga directa de agua residual cruda.	Virus, bacterias y protozoos.

El tamaño de una partícula es la dimensión representativa que describe el grado de conminución, para partículas esféricamente simétricas, el diámetro es esa dimensión, a causa de dicho mesurando es factible conocer su tamaño (Allen, 1997). El tamaño de cualquier partícula irregular es un promedio estadístico de todos los diámetros no equivalentes determinados por una técnica o método de medición (Riyad & Clayton, 1963).

El término tamaño de partícula se refiere a un parámetro que describe la dimensión general de una partícula determinada (Lloyd, 2003). Si la partícula es una esfera, el tamaño hace referencia a su diámetro, sin embargo, las partículas no son esféricas, por lo que utilizar un único parámetro para su descripción es insuficiente (Leiviskä, *et al.*, 2008), en consecuencia se recomienda determinar parámetros como concentración, densidad, distribución de tamaño, forma, tamaño, entre otros (Lloyd, 2003) (ver Figura 4.1).

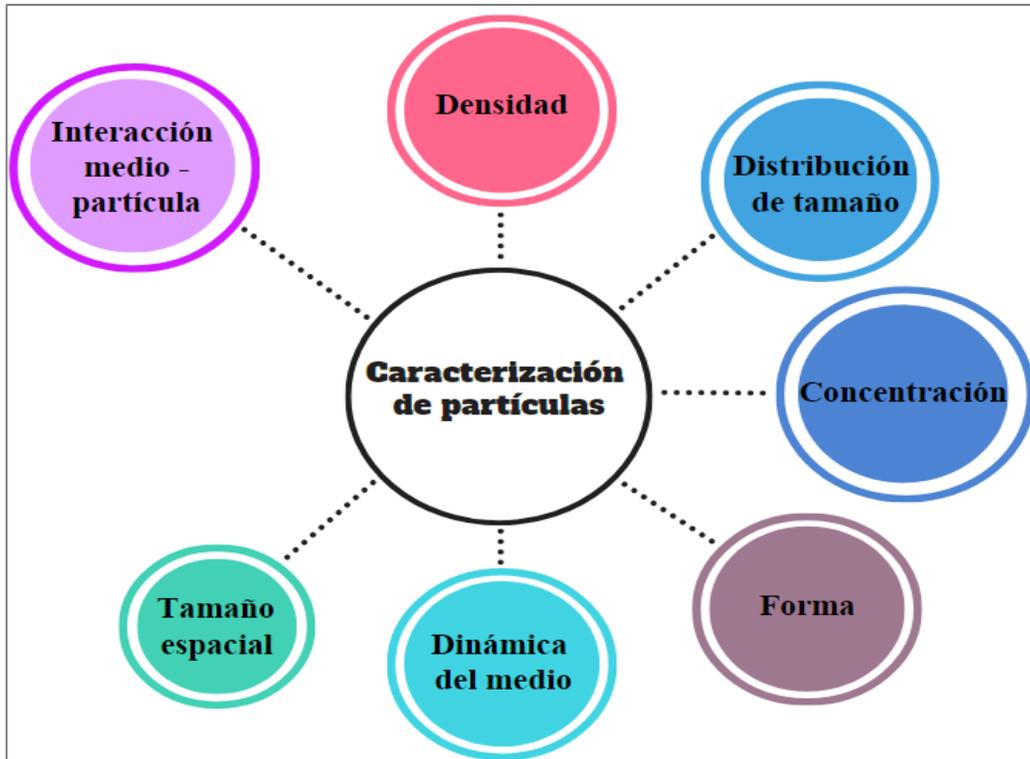


Figura 4.1. Principales factores para la caracterización de las partículas en un medio fluido. Fuente: Adaptado de Lloyd, 1991.

A continuación, se da la definición de algunos de los principales factores empleados para la caracterización de las partículas en un medio fluido:

4.1.1 Densidad

Partículas que se originan a partir de un sólido tendrán la misma densidad que la del material original. Sin embargo, si el material es hidratado u oxidado superficialmente, la gravedad específica de dicha partícula se modificará. La densidad de la partícula es relevante en la eficiencia de operaciones unitarias como la sedimentación, por ejemplo (Salama, 2000).

4.1.2 Forma

El método de formación, desgaste y desintegración de los materiales influye en la forma de partícula resultante. Por otro lado, si el método de formación es la condensación de vapor, la partícula resultante puede ser esférica o cúbica (Salama, 2000). En muchos casos, la condensación es seguida por la solidificación y la formación de agregados con estructura de cadena (por ejemplo, partículas de Fe_2O_3) (Lloyd, 2003).

4.1.3 Interacción medio-partícula

Las características superficiales de las partículas como adsorción, adhesión, área superficial, carga electrostática, dispersión de la luz, velocidad de evaporación y condensación; en ciertas circunstancias, las variaciones en el entorno de la partícula durante el muestreo y el análisis de la DTP pueden modificar su estado de agregación, así como las propiedades superficiales y tamaño. Dichos cambios deben considerarse en la selección de un dispositivo o método de muestreo adecuado para el análisis y conteo de estas (Mazumder, *et al.*, 2011).

4.1.4 Dinámica del medio

Hace referencia al conjunto de cambios continuos que ocurren en el medio fluido, así como en sus componentes físicoquímicos que lo conforman y que se encuentran en equilibrio que le otorga estabilidad termodinámica. Del mismo modo, el proceso de cambio de dichos componentes puede modificar la estructura y forma de las partículas (Salama, 2000).

Por otro lado, existen diversas investigaciones como las de Thurman (1985), Tong & Caldwell (1995), Xu (2000) y Ho-Kyong, *et al.*, (2006) en las cuales se ha caracterizado la composición de la Materia Orgánica (MO) presente en agua superficial, se ha concluido que la MO consiste en compuestos solubles de microorganismos, contaminantes emergentes como disruptores endocrinos, materia orgánica persistente, productos farmacéuticos y de cuidado personal, residuos ligninsulfónicos y sustancias húmicas (Brodský, *et al.*, 1970) los cuales son responsables del aumento en la demanda de desinfectantes químicos (y de la posible formación de subproductos de la desinfección), además de proporcionar color, sabor y olor al agua. Los componentes de la MO presente en agua poseen tamaños específicos; por lo tanto, la determinación y análisis de la distribución de estos tamaños es una herramienta analítica útil para la caracterización de partículas presentes en agua, evaluación de la eficiencia de los sistemas de potabilización, diseño y selección de los proceso y operaciones unitarias de tratamiento (Xu, 2000).

Autores como Painter (1973) y Levine, *et al.*, (1985) reportaron que la MO varía en tamaño entre 0.001 μm a 100 μm , si bien tanto el agua superficial como el agua residual municipal están constituidas por componentes similares, una diferencia significativa es la concentración de estos (Shon, *et al.*, 2006). La MO puede dividirse en Carbono Orgánico Disuelto (COD) y Carbono Orgánico en Partículas (COP), desafortunadamente, no existe una clasificación de tamaño comúnmente aceptada, por ejemplo, Levine, *et al.*, (1985) sugirió 0.1 μm , Malpei, *et al.*, (1997) y Ho-Kyong, *et al.*, (2006) 0.45 μm para COD, mientras que Metcalf & Eddy (1996) 1 μm para COP.

En la potabilización del agua, el COP es de menor relevancia que la concentración de COD debido a que las operaciones de separación sólido-líquido son capaces de eliminarlo con facilidad (Ho-Kyong, *et al.*, 2006). La concentración de COD es la que imparte color, sabor, olor al agua, y con ello el no cumplimiento de la normatividad aplicable para consumo humano. Las principales macromoléculas presentes en la concentración de COD son ácidos nucleicos, lípidos, polisacáridos y proteínas, mientras que en el intervalo de peso molecular de 1,000 a 1,000,000 Da, generalmente se asocia a la presencia de ácidos húmicos y fúlvicos. En un intervalo inferior a 1,000 Da se asocia a la presencia de aminoácidos, carbohidratos, clorofila y vitaminas (Dogruel, *et al.*, 2009).

El COP incluye algas, bacterias, materia orgánica del suelo y plantas, generalmente representa menos del 10% de la MO total (Malpei, *et al.*, 1997). La distribución de tamaño de partícula para la fracción de COP mayor de 0.45 μm puede caracterizarse por filtración por membrana, fraccionamiento de flujo de campo estérico, microscopía electrónica de transmisión y tamizado (Ho-Kyong, *et al.*, 2006). Se recomienda utilizar el análisis microscópico como un método alternativo cuando el tamaño de partícula de COP supere los 500 μm , este intervalo generalmente se asocia a algas, bacterias, flóculos de MO, protozoos y residuos orgánicos de alimentos (Dogruel, *et al.*, 2009).

Por otra parte, autores como Levine, *et al.*, (1985 y 1991) y Ødegaard (1998) establecen que las partículas en agua potable y residual varían en tamaño entre 0.001 μm hasta 100 μm , dichas partículas comprenden MO y sólidos en suspensión (suelen ser menores a 50 μm); concluyen que algunas células de bacterias y fragmentos de éstas, así como arcillas, partículas inorgánicas y virus se encuentran en el intervalo de tamaño entre 0.1 μm a 1.2 μm .

Las partículas orgánicas menores a 0.1 μm comprenden fragmentos de células, macromoléculas, residuos diversos y virus (Levine, *et al.*, 1985). Los principales grupos de macromoléculas en agua potable y residual son los ácidos nucleicos, lípidos, polisacáridos y proteínas, debido a la complejidad asociada a la medición de su tamaño molecular suele determinarse y clasificarse acorde a su masa molecular aparente (Allen, 1997) cuyo intervalo aproximado de estas partículas en agua es de 10^3 a 10^6 unidades de masa atómica (uma), por lo que una macromolécula con masa de 10^6 uma corresponde a un tamaño de partícula de aproximadamente 0.01 μm ; dichas partículas comprenden aminoácidos, ácidos grasos, carbohidratos, clorofila y vitaminas, así como compuestos químicos persistentes como diclorodifeniltricloroetano (DDT), policlorobifenilo (PCB) y otros compuestos tóxicos con baja masa molecular de importancia para la salud humana que pudieran estar

presentes en el suministro de agua potable e infiltraciones del alcantarillado municipal (Levine, *et al.*, 1991).

Las partículas presentes en fuentes de agua superficial; su origen, composición y concentración son variables (Levine, *et al.*, 1991). Pueden ser contaminantes de origen natural, antropogénico o microbiológico potencialmente perjudiciales para la salud humana (AWWA, 2011). Por lo que es necesario diseñar sistemas que las remuevan eficientemente del agua destinada para el abastecimiento a la población (CONAGUA, 2014). De hecho, autores como Cadle (1955), Riyad & Clayton (1963), Levine, *et al.*, (1985 y 1991) y Allen (1997) consideran que la distribución y el tamaño de partícula tienden a modificar algunas propiedades, de sustancias y compuestos, como área superficial, adsorción, solubilidad, reactividad química, propiedades ópticas y magnéticas, volumen de los lodos químicos y biológicos, dispersión de la luz, densidad, entre otras, de tal manera que el tamaño de las partículas influye sobre éstas propiedades y se puede emplear como un indicador de calidad y rendimiento en distintas áreas del conocimiento.

Por otro lado, el tamaño y distribución de las partículas es una característica importante que afecta su remoción en las plantas potabilizadoras (AWWA, 2011). Históricamente, se han utilizado cuatro categorías para describir el tamaño de las partículas presentes en el agua potable y residual, dichas categorías son: disueltos ($<0.001 \mu\text{m}$), coloides ($0.001-1 \mu\text{m}$), supracoloides ($1-100 \mu\text{m}$) y sedimentables ($>100 \mu\text{m}$) (Levine, *et al.*, 1991). Debido a esta clasificación y a las propiedades antes descritas, se establece que mediante el uso y análisis de la Distribución del Tamaño de Partícula (DTP) se puede diseñar y/o modificar la operación del sistema de potabilización de manera inmediata en comparación con las técnicas analíticas convencionales de calidad del agua. Por ello, se sugiere a la DTP como un método alternativo con mediciones en tiempo real y a menor costo para el análisis de la calidad de agua en influente, agua de proceso, efluente y diagnóstico de las eficiencias de remoción en la planta modelo. En estudios previos como los de Levine, *et al.*, (1991), Neis & Tiehm (1997), Ho-Kyong, *et al.*, (2006), Chávez, *et al.*, (2008) y García (2010), han permitido clasificar algunos contaminantes presentes en agua potable y residual, según su tamaño de partícula, dicha clasificación se presenta en la Figura 4.2.

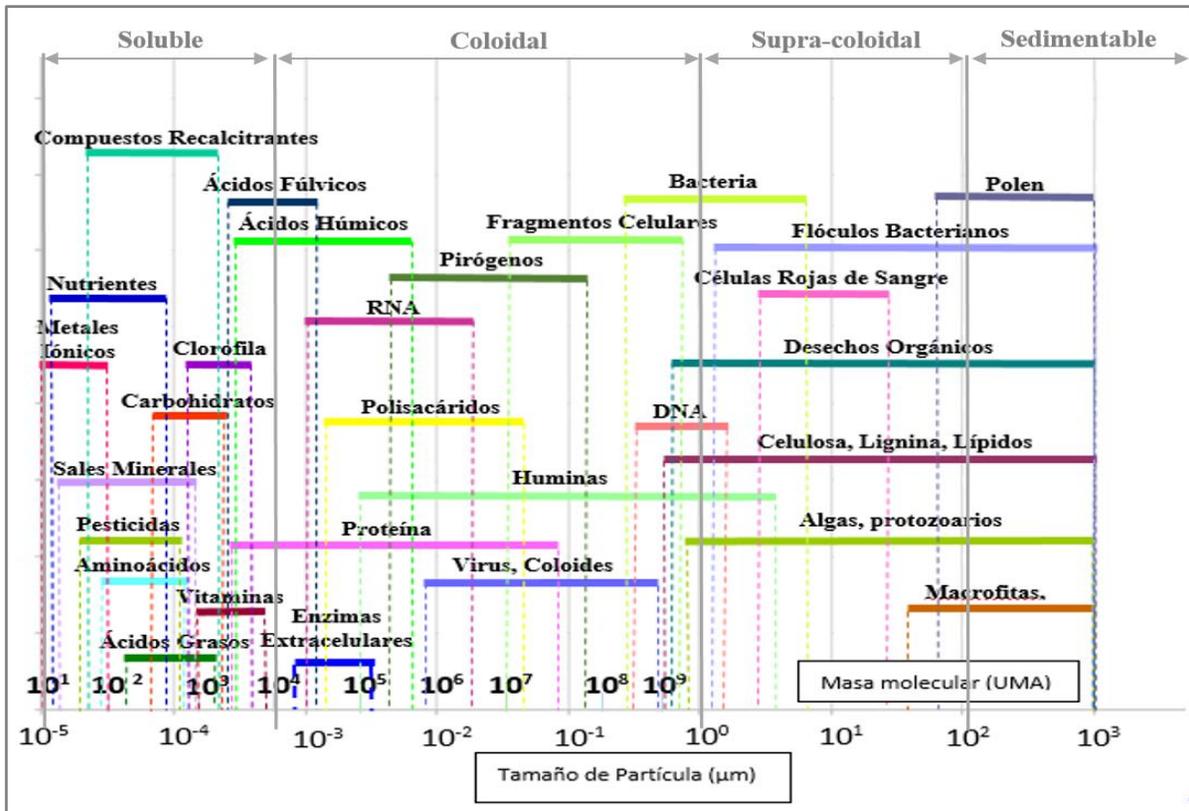


Figura 4.2. Tamaño de partícula de distintos contaminantes presentes en agua potable y residual. Fuente: Adaptado de Levine, *et al.*, 1991; Neis & Tiehm, 1997; Ho-Kyong, *et al.*, 2006.

Como se mencionó, una partícula puede ser caracterizada evaluando su tamaño, el cual resulta ser una representación numérica de una longitud física (Levine, *et al.*, 1991). Debido a que en agua potable y residual las partículas no son regulares o uniformes (Ho-Kyong, *et al.*, 2006) para caracterizarla se deben evaluar propiedades físicas como el área superficial, masa, volumen, número o la respuesta a un campo (acústico, eléctrico u óptico) y por ello se habla de una distribución de tamaños.

4.1.5 Relación de tamaño de partícula con procesos y operaciones de tratamiento de agua

La eficiencia de las plantas de tratamiento está relacionada por el intervalo de tamaño de las partículas removidas en el agua. Las operaciones y procesos de tratamiento modifican la distribución de tamaño de la MO, al cuantificar la MO en agua en términos de tamaño y el análisis de las transformaciones que ocurren durante el tratamiento, es posible la selección de mecanismos, equipo y unidades de tratamiento (Bernhardt, 1994). En la Figura 4.3, se presenta el intervalo de

tamaño de partícula aproximado sobre el cual operan diversos procesos de tratamiento biológico y físicoquímico.

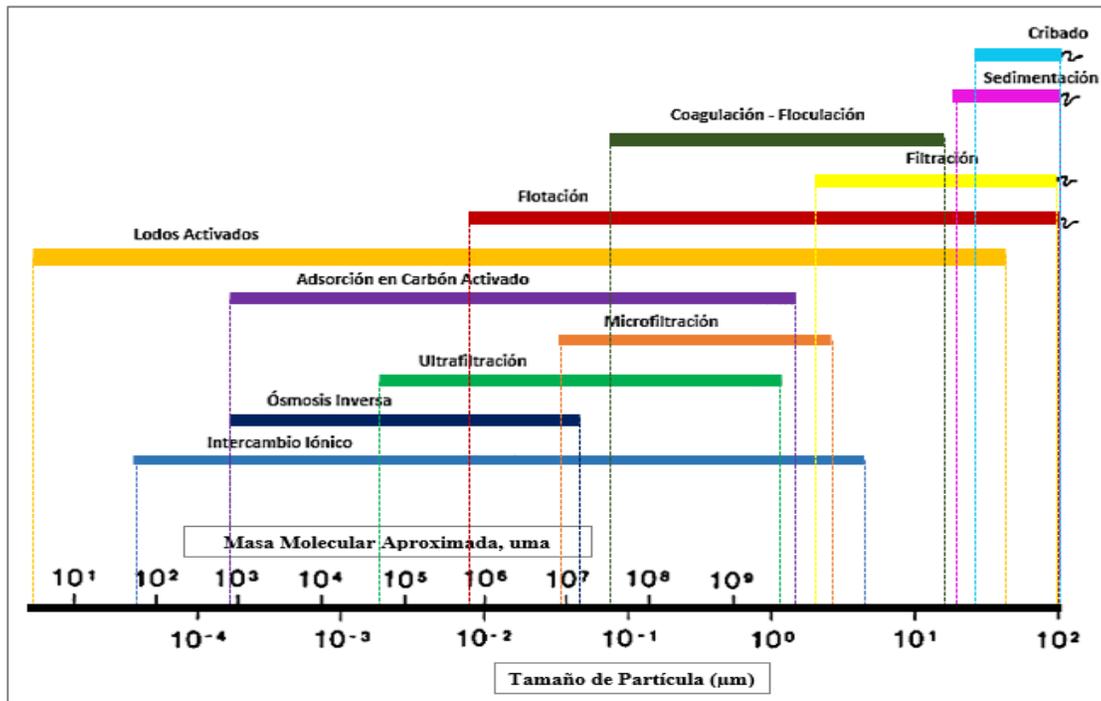


Figura 4.3. Intervalos de tamaño de partícula sobre los cuales los procesos y operaciones de tratamiento de agua son eficientes. Fuente: Adaptado de Levine, et al., 1985.

La remoción de partículas en agua destinada para abastecimiento público ha tomado interés durante el siglo XX y el presente. Diversos contaminantes presentes son partículas, o son transformados a partículas antes de su retención final (Lawler, 1997) que poseen diversas propiedades (carga superficial, densidad, forma, tamaño, velocidad de sedimentación y porosidad) que influyen en su comportamiento y en la capacidad para su eliminación. En medios fluidos, todas estas propiedades varían de una partícula a otra, sin embargo, la heterodispersidad en tamaño fundamenta el diseño, operación y evaluación de distintos sistemas de potabilización (Barker, et al., 1999).

Para plantas potabilizadoras cuyo tren de tratamiento consta de coagulación – floculación – sedimentación, como es el caso de la PP Río Magdalena I, se establece que la eficiencia de los procesos depende de la pureza de los reactivos a utilizar, de los sistemas de mezclado y del número de colisiones entre las partículas provocadas por el cizallamiento diferencial del fluido, así como de las velocidades diferenciales de sedimentación de las partículas, todos estos mecanismos están relacionados con el tamaño de partícula a remover. De acuerdo con Eisnor y

colaboradores (2001), el proceso de coagulación – floculación es eficiente en la remoción de partículas en un intervalo de tamaño entre 0.1 μm a 10 μm .

4.1.5.1 Distribución de Tamaño de Partícula en el proceso de floculación

La Floculación es el único proceso unitario diseñado para modificar la distribución de tamaño de las partículas (Lawler, 1997). La descripción matemática de los cambios en la DTP en este proceso fue descrita por vez primera por Smoluchowski (1917), que menciona que la concentración numérica de cada tamaño de partícula incrementa por la formación de flóculos a partir de partículas con menor tamaño, se considera que la colisión de estas puede ocurrir por movimiento browniano, cizallamiento y por sedimentación diferencial (Lawler, 1997) y su eficiencia depende de la mezcla rápida y lenta, la cinética de la precipitación química (interacción de las partículas en suspensión) y de las características fractales de los flóculos.

Los cambios en la DTP durante la floculación pueden predecirse mediante integración numérica simultánea de distintos conjuntos de ecuaciones de velocidad (Lawler, *et al.*, 1980), también conocidas como funciones de frecuencia de colisión. Estas funciones consideran que la colisión entre partículas ocurre de manera rectilínea (supone que las partículas siguen trayectorias rectas) e ignora efectos hidrodinámicos (interacciones medio – partícula), por lo que se debe adicionar el efecto ocasionado por las fuerzas de Van der Waals (Han & Lawler, 1992).

Como se ha mencionado, el impacto de la mezcla rápida, el compuesto químico empleado en la floculación, las condiciones de mezcla lenta, la cinética de precipitación química (particularmente la DTP de los precipitados y la interacción de estos con la suspensión) y las características fractales de los flóculos se consideran como los principales factores que interfieren en la eficiencia de remoción de partículas en este proceso unitario. No obstante, se quiere mayor investigación para el control, identificación y modelación de todos los elementos que influyen en el cambio de la DTP en la floculación (Milton, 2018).

4.1.5.2 Distribución de Tamaño de Partícula en la operación de sedimentación

La sedimentación es el proceso en que las partículas suspendidas en el agua se depositan bajo el efecto de la aceleración de la gravedad. Las partículas que se asientan de la suspensión se denominan sedimentos, en el tratamiento de agua se conoce como lodo químico o biológico. Este proceso, comúnmente, se emplea para reducir la concentración de partículas suspendidas antes de la dosificación de coagulantes y reducir el volumen a emplear de estos reactivos, así como para que la filtración posterior sea eficiente en la retención de estas partículas (Gregory & Edzwald, 2010).

Es importante señalar que el desarrollo de la teoría relacionada a sedimentación de las partículas se basa en la suposición inicial de que las partículas son esféricas y sólidas, mientras que en la práctica poseen forma irregular, y existe una amplia gama de tamaño y permeabilidad al agua. La investigación científica comprende dos mecanismos fundamentales para la sedimentación: asentamiento sin obstáculos y con impedimentos (AWWA, 2011). Cuando la concentración de partículas es menor a 1% v/v, estas sedimentan con impactos insignificantes entre sí. A medida que la concentración de partículas aumenta (mayor a 1% v/v), las partículas adyacentes afectan progresivamente. Cuando la concentración de partículas suspendidas excede el 8% v/v, la suspensión se encuentra en un régimen que imposibilita la sedimentación. Las propiedades de la suspensión ahora son función de la concentración volumétrica de estas partículas (Gregory & Edzwald, 2010).

La sedimentación se emplea para la remoción de partículas con tamaño mayor a 50 μm de diámetro. La eficiencia de esta operación unitaria depende principalmente de la velocidad de sedimentación de las partículas que puede describirse por la ley de Stokes. El tamaño mínimo de partícula que se eliminaría por sedimentación es de aproximadamente entre 54 μm a 67 μm , suponiendo que la densidad promedio de las partículas en el agua es 1.2 g/m^3 y la temperatura de 25°C (Levine, *et al.*, 1991).

4.1.5.3 Distribución de Tamaño de Partícula en el proceso de filtración

La filtración en arena se emplea comúnmente tanto en la potabilización como en el tratamiento de agua residual ya que es eficiente y no requiere mantenimiento mayor continuo (Lawler, 1997). Sin embargo, el comportamiento de las partículas en los filtros se desconoce debido a la complejidad del proceso. Es conocido que los filtros no operan en estado estacionario, a medida que capturan partículas y pasan a formar parte del medio, en consecuencia, se incrementa la eficiencia de retención (maduración) y disminuye por la ruptura de las partículas previamente retenidas (Lawler, *et al.*, 1980).

Los primeros modelos matemáticos de la filtración se realizaron basándose en las investigaciones realizadas por Rajagopalan & Tien (1976 y 1983) y O'Melia & Ali (1978) donde se identificó el efecto de variables independientes como profundidad y velocidad de filtración en la eficiencia del proceso. Por otra parte, Cushing (1993) desarrolló un modelo para la retención de las partículas en un lecho limpio (tiempo cero), este modelo describe el campo de flujo y el comportamiento de las partículas en el lecho, sin embargo, no obtuvo resultados concluyentes del comportamiento de las partículas en el lecho.

Los mecanismos para la retención de partículas por filtración incluyen adhesión, floculación e intercepción (Hinds, 1982). La eficiencia de remoción es aproximadamente proporcional al cuadrado del tamaño de las partículas de interés (Levine, *et al.*, 1991). En filtración granular, se ha demostrado que las partículas con tamaño de 3 μm se retienen de manera eficiente (Matsumoto, 1982) mediante dos principales métodos: *a*) cuando las partículas son predominantemente grandes en comparación con el tamaño de los poros del medio filtrante, formando un depósito en la superficie del medio (torta de filtración) y *b*) cuando las partículas son de menor tamaño que los poros del medio, la deposición ocurre dentro de la estructura interna del lecho. Este proceso de separación puede atribuirse a efectos químicos, mecánicos o superficiales y se denomina filtración profunda, de esta manera operan filtros de arena de lecho profundo y algunos filtros de cartucho (Wakeman, 2007).

4.1.5.4 Distribución de Tamaño de Partícula en la desinfección

Las bacterias pueden estar presentes en agua superficial como células o adheridas a partículas (Mamane, 2009) ya que pueden ser una superficie que promueva su crecimiento por ser fuente de nutrientes disueltos (Paerl, 1975) incrementando la remineralización del carbono particulado (Kirchman, 1993).

Pueden ocurrir una variedad de interacciones entre las partículas, microorganismos y constituyentes disueltos involucrando procesos como sorción, reacciones redox y ácido-base, que ocurren cuando los contaminantes microbiológicos y químicos se difunden en el medio (Mamane, 2009). Por ejemplo, una macromolécula (polisacárido) puede unirse simultáneamente a varias partículas para formar un agregado con una densidad de carga menor con tamaño mayor (Kanaani, *et al.*, 1992), y en consecuencia incrementar el coeficiente de adsorción, aumento en la concentración de Ca^{2+} y reducción del pH del medio lo que afecta la eficiencia del proceso de potabilización (Schwarzenbach, *et al.*, 2002).

Las interacciones entre microorganismos y partículas han sido investigadas en diversos sistemas como agua de mar (Jones & Jannasch, 1959), agua superficial (Pearl, 1975), estanques (Kirchman, 1983), lagos mesotróficos (Simon, 1985), sedimentos marinos (Lucas, *et al.*, 2003), lagunas costeras (LaMontagne & Holden, 2003), estuarios (Fries, *et al.*, 2006), llanuras fluviales (Luef, *et al.*, 2007) y efluentes de PP (Mamane, 2009). Concluyen que las interacciones, principalmente, ocurren durante el tratamiento en procesos como coagulación – floculación, oxidación de hierro/manganeso, sistemas de lodos activados y durante la desinfección con NaClO ya que pudieran ser no eficientes por la agregación de partículas (generadas durante la floculación) no retenidas por los sistemas de filtración y de esta manera proteger a los microorganismos de la acción de los desinfectantes.

En agua residual, las partículas asociadas a bacterias coliformes presentan un tamaño de 10 μm , mientras que las demás especies de microorganismos poseen un diámetro entre 10 μm a 80 μm (Emerick, *et al.*, 2000). Para el caso de PP el tamaño mínimo de las partículas en el efluente puede ser no relevante debido a que antes de la desinfección, el agua generalmente se filtra, sin embargo, es de relevancia el monitoreo y control de las partículas para el aseguramiento de la calidad del agua potabilizada (Mamane, 2009).

4.2 TÉCNICAS Y MÉTODOS DE MEDICIÓN DE TAMAÑO Y DISTRIBUCIÓN DE LAS PARTÍCULAS

Un sistema monodisperso se compone de partículas del mismo tamaño, la aparición o existencia en el universo de estos es rara, sin embargo, los sistemas polidispersos se encuentran comúnmente (Masse, *et al.*, 2005). En las determinaciones de tamaño de partícula de sistemas polidispersos, se estima la probabilidad de que una partícula seleccionada al azar presente un diámetro específico (comúnmente comparado con un estándar esférico). De ahí que el tamaño de las partículas para cualquier material está asociado con su frecuencia de ocurrencia (Barsotti, 1998), si es determinada por un número, se obtiene una distribución de tamaños en número (Riyad & Clayton, 1963).

Históricamente la turbiedad ha sido empleada como un indicador de la eficiencia del tratamiento de potabilización en plantas piloto y a gran escala. A pesar de ser utilizada ampliamente, este parámetro es una medida indirecta que no proporciona información adecuada para determinar la eficiencia en la operación de las PP (Tate & Trussell, 1990). Por ello, diversas investigaciones como las de Brodský (1970), Levine (1985), Tate & Trussell (1990), Adin (1999) y Milton (2018) han concluido que es necesario emplear otras mediciones directas de la materia particulada por lo que han utilizado y/o sugerido la instrumentación de conteo y análisis de partículas que junto con otros parámetros fisicoquímicos, el conteo resulta una herramienta útil en la evaluación y optimización de procesos de potabilización con mayor sensibilidad y potencial para el control operativo, por ejemplo, en el análisis de las partículas en el agua cruda, optimización de dosis químicas, así como la determinación de la eficiencia de los filtros en términos de porcentaje de retención de las partículas, entre otras (Lewis, *et al.*, 1992).

Recientemente, la determinación y monitoreo de la turbiedad en efluentes de PP se fundamenta en los posibles efectos en la salud humana así como en la estética del agua que se distribuye al usuario final (Tate & Trussell, 1990), además de ser un indicador tradicional de la eficiencia del tratamiento. Se ha demostrado que las partículas suspendidas pueden interferir con la desinfección, por ejemplo, autores como Symons & Hoff (1975), han demostrado que la turbiedad puede influir en la

inactivación de virus, presumiblemente porque el material particulado es responsable de proteger a estos microorganismos de la acción del desinfectante.

En la actualidad, existen métodos alternativos para la caracterización del agua potable y residual que resultan apropiados/factibles para determinar las características del agua antes y después del tratamiento en términos de parámetros específicos para cada caso. El análisis de la DTP es una herramienta integral para clasificar los componentes que se encuentran en muestras analíticas (Gursoy-Haksevenler & Arslan-Alaton, 2020) basándose en la distribución de los contaminantes en intervalos de diámetro específicos para partículas coloidales y solubles. En estudios recientes, la DTP se ha aplicado en distintos efluentes de agua residual como de mataderos (Sanchis, *et al.*, 2003), industria textil y curtiduría (Dulekgurgen, *et al.*, 2006), PTAR (Karahana, *et al.*, 2008), industria del papel (Leiviskä, *et al.*, 2008), alcantarillado (Wu & He, 2010), lixiviados de vertederos (Insel, *et al.*, 2013) y agua de lluvia (Ruiz, 2020).

En términos generales, el propósito de la medición de la DTP es determinar la frecuencia de los tamaños de las partículas presentes en los sistemas a estudiar. Con la distribución obtenida es factible establecer datos básicos de los cuales pueden derivar ciertas constantes representativas de las partículas, por ejemplo, tamaño; distribuciones de frecuencia relativas, porcentaje en número o en peso (Levine, *et al.*, 1985). Y con ello, establecer parámetros sensibles para el control de los procesos de tratamiento que podrían utilizarse para garantizar una dosis química óptima y, por lo tanto, producir un ahorro de costes en reactivos y energía eléctrica (Tate & Trussell, 1990).

4.2.1 Técnicas de medición de la DTP

La aplicación de metodologías para la caracterización de partículas basadas en la DTP se ha incrementado sensiblemente en los últimos años (Gursoy-Haksevenler & Arslan-Alaton, 2020). Los métodos empleados en las diversas investigaciones varían en función del diámetro de interés a estudiar, además de los costos asociados en la implementación y medición de las muestras (Milton, 2018).

Se recomienda emplear métodos recientes como el análisis de imágenes, cromatografía de alto rendimiento y exclusión de tamaño, difracción láser, medición de masa por resonancia, ultra/nanofiltración secuencial y la Zona de Detección Eléctrica (ZDE) ya que presentan una tasa de precisión mayor, por lo general, las mediciones se realizan en menos de un minuto (Adin, 1999). Por ejemplo, se empleó el método ZDE en agua residual agrícola y de lluvia (0.75×10^3 - 80×10^3 nm, Chavez, *et al.*, 2004) y efluentes de mataderos (0.01×10^3 - 10×10^3 nm, Sanchis, *et al.*, 2003). Se utilizó difracción láser para agua residual de purines de cerdo (0.04×10^3 –

$2,200 \times 10^3$ nm, Marcato, *et al.*, 2008), efluentes de curtiduría (0.01×10^3 - 100×10^3 nm, Muruganathan, *et al.*, 2004), agua residual de vegetación de olivo (0.8×10^3 - 6.5×10^3 nm, Stoller, 2009) y doméstica (0.02×10^3 - 1.6×10^3 nm, Hocaoglu & Orhon, 2013). Mientras que el análisis de imágenes se aplicó a agua residual de la industria textil (5×10^3 - 180×10^3 nm, Yu, *et al.*, 2009) y agua residual municipal (0.2×10^3 - 125×10^3 nm, García-Mesa, *et al.*, 2010).

De acuerdo con la investigación de Lewis, *et al.*, (1992), se recomienda un enfoque de cuatro etapas para la selección de un equipo contador de partículas, las cuales consisten en a) formular los objetivos y metas del proyecto a realizar, b) establecer los tamaños y concentraciones esperadas de las partículas en las muestras, c) realizar una preselección de los equipos que cumplan con los criterios de tamaño y concentración que se esperan y d) realizar la evaluación de estos equipos en busca de características críticas para el cumplimiento de los objetivos del proyecto (por ejemplo, recuento y dimensionamiento precisos, reproducibilidad, sensibilidad al tamaño de las partículas, requisitos de mantenimiento, nivel requerido de habilidad del operador y automatización de las mediciones).

En la actualidad, existen distintas técnicas analíticas para determinar la DTP, varían en costo y complejidad. Las técnicas comúnmente utilizadas se basan en la dispersión y bloqueo de la luz, así como la zona de detección eléctrica (Levine, *et al.*, 1985). Es conocido que se prefieren técnicas basadas en la conductividad eléctrica debido a la facilidad en la determinación y el bajo costo que representa (aproximadamente \$26 MXN por muestra (Chávez, 2004)), estas técnicas presentan exactitud al momento de analizar cada muestra y frecuentemente son utilizadas en Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR), así como en la investigación en agua potable. El cambio de conductividad de la solución en la zona de sensibilidad del equipo es directamente proporcional al volumen de las partículas presentes (Allen, 1997).

Investigaciones previas relacionadas a la DTP en agua residual municipal como las de Levine, *et al.*, (1985), Barsotti (1998), Logan & Wagenseller (2000), Eismor, *et al.*, (2001) y Leiviskä, *et al.*, (2008) definen que la forma de las partículas presentes en agua es irregular, por lo tanto, es complejo y poco práctico definir el tamaño de una partícula por una dimensión lineal o en función de un diámetro esférico equivalente; con base en los resultados de estas investigaciones relacionadas con tamaño de partícula, se concluye que es necesario contar con diversos métodos analíticos para la caracterización de los tamaños de las partículas en agua. Además, dichos autores con base a la relación del tamaño de partícula de la MO y las técnicas analíticas disponibles, se concluyó que los contaminantes se podrían clasificarse en dos categorías de tamaño: $> 0.1 \mu\text{m}$ y $< 0.1 \mu\text{m}$. La Figura 4.4 muestra los métodos

analíticos y su intervalo de aplicación que se emplean en la determinación de la DTP de distintas muestras.

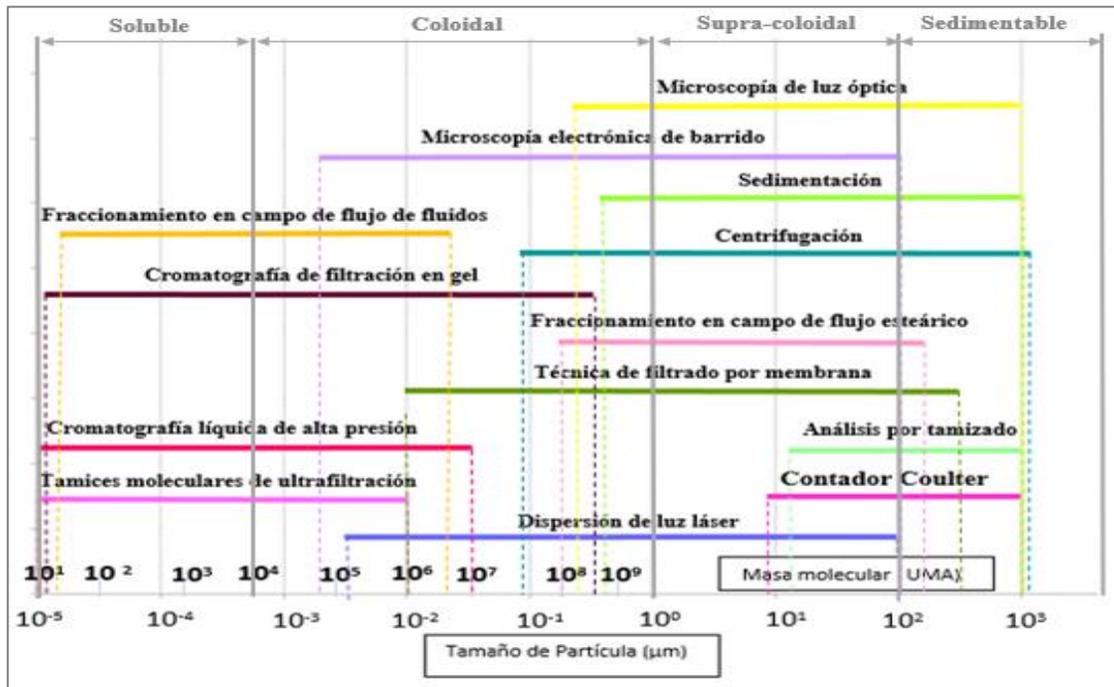


Figura 4.4. Técnicas analíticas utilizadas en la determinación de la DTP en agua.
Fuente: Adaptado de Levine, et al., 1991; Ho-Kyong, et al., 2006.

De entre los diversos métodos presentados en la Figura 4.4, se propone emplear el Método Coulter o ZDE, debido a que éste método presenta la ventaja de obtener las mediciones en tiempo real (60 segundos por muestra), el volumen para el conteo y análisis de las partículas es de 50 µL, permite caracterizar a las partículas mediante distintos parámetros como área superficial, tamaño, volumen, entre otros, y que los datos son representados en gráficas generadas de manera instantánea por el software del equipo desarrollado por la compañía Beakman-Coulter, dicha representación de los datos obtenidos permiten elaborar reportes estadísticos detallados, así como estimar la influencia de diversas variables como lo son el número, volumen y concentración de partículas en la muestra. Para el desarrollo de esta investigación se plantea utilizar la técnica de detección de corriente eléctrica y el equipo Coulter Counter® Miltisizer III de la compañía Beakman-Coulter para la determinación y análisis de la DTP.

El objetivo principal del análisis y conteo de las partículas es la obtención de datos cuantitativos de tamaño y distribución de estas (Bernhardt, 1994). Sin embargo, el tamaño exacto de una partícula irregular no es posible determinarlo (Allen, 1997 y Milton, 2018). Para partículas irregulares, es conveniente determinar el tamaño de

una partícula en función del diámetro equivalente (Dogruel, *et al.*, 2009). Las técnicas de separación comúnmente utilizadas en la determinación del diámetro equivalente son análisis granulométricos con tamices y técnicas de sedimentación (Milton, 2018).

4.2.1.1 Análisis granulométrico

El tamizado es utilizado en aplicaciones industriales (alimenticia, construcción, topografía, entre otras), este método de análisis de tamaño abarca **un intervalo de 5 μm a 75 μm** (Schuhmann, 2002). Los procedimientos generales para el tamizado están establecidos en el método estándar BS 1796, se recomienda realizar la técnica de manera automatizada debido a que los procedimientos manuales dependen de la precisión del operador (Anon, 1993).

La metodología decreta que el tamiz con diámetro de malla mayor sea colocado en la parte superior del sistema y la malla con el diámetro menor en la parte inferior y colocar una bandeja receptora debajo del tamiz inferior para recibir el tamaño final del material a analizar. La muestra se coloca en el tamiz superior y se hace vibrar en plano vertical (Figura 4.5) y, en algunos sistemas, en plano horizontal (Schuhmann, 2002). Durante la agitación, el material de menor tamaño cae a través de los tamices sucesivos hasta que es retenido por el tamiz con el diámetro de malla menor, de esta manera, la muestra es separada en fracciones de tamaño de partícula.



Figura 4.5. Agitador de tamices RO-TAP de TYLER. Fuente: Haver Tyler Corporation, 2016.

Después del tiempo requerido de agitación, los tamices son desmontados y se pesa la masa del material retenido en cada tamiz. Se recomienda tabular los resultados obtenidos de la prueba de tamizado con información de intervalos de diámetro de malla utilizados, masa del material en cada intervalo de tamaño, masa del material en cada diámetro de malla expresado como porcentaje de la masa total, tamaños de apertura nominal de los tamices empleados, porcentaje acumulado de material que pasa a través de los tamices y el porcentaje acumulado del material retenido (Salama, 2000).

4.2.1.2 Métodos de sedimentación

Se basan en la medición de la velocidad de sedimentación de las partículas dispersadas uniformemente en un fluido, el método comúnmente empleado en laboratorio es la decantación en vasos de precipitados (Milton, 2018). La muestra se dispersa uniformemente en agua destilada en un vaso o en un recipiente similar, es posible que deba agregarse un agente tensoactivo para asegurar la dispersión completa de las partículas en el medio (Maron, 2014). Se sumerge un tubo sifón en el agua a una profundidad, h , por debajo del nivel que corresponda a aproximadamente el 90% de la profundidad del líquido (l).

La velocidad terminal de sedimentación, v , se calcula a partir de la ley de Stokes para los diversos tamaños de partícula en la muestra. Se calcula el tiempo requerido para que una partícula de $10\ \mu\text{m}$ sedimente, el agua del extremo superior del tubo se separa mediante el sifón y se asume que todas las partículas contenidas en esta agua son menores a $10\ \mu\text{m}$ de diámetro (Milton, 2018) (Figura 4.6).

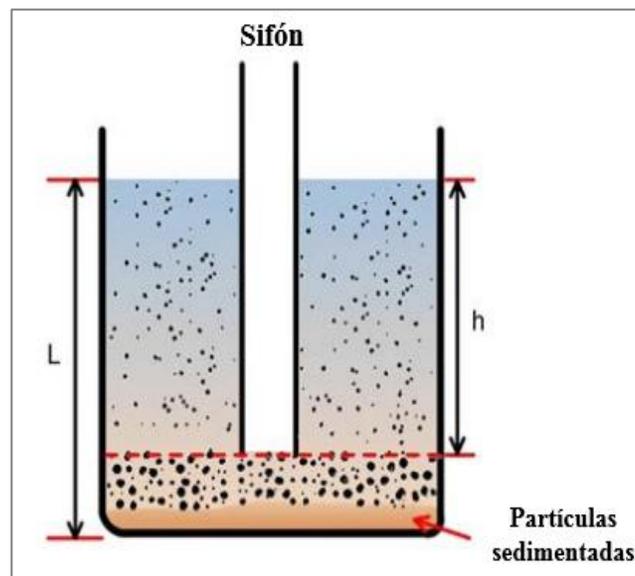


Figura 4.6. Decantación en vaso de precipitados. Fuente: Adaptado de Milton, 2018.

Este método requiere que las partículas menores a 10 μm sedimenten, además se deben realizar mediciones por separado para cada tamaño de partícula, por ello, se recomienda realizar mínimo cinco pruebas para garantizar que todas las partículas sedimenten en un tiempo total de 18 min. por prueba. Sin embargo, una partícula de 5 μm de diámetro posee una velocidad de sedimentación de 0.0022 cm/s, por lo tanto, recorre 12 cm en 1.5 hr; el tiempo total para la evaluación de dicha partícula es de aproximadamente 8 hr. y el análisis completo puede llevar varios días de medición (Barry & Finch, 2016).

4.2.1.3 Pipeta Andreasen

El instrumento consiste en un matraz cilíndrico graduado de 500 mL y una pipeta conectada a un depósito de 10 mL por medio de una llave de dos vías, como se presenta en la Figura 4.7. Para realizar la medición de tamaño de partícula se añade al matraz una disolución de la muestra de 3 al 5% la cual se debe dispersar en el fluido de sedimentación, generalmente agua. Se introduce la pipeta y la suspensión se agita por inversión, se extraen muestras a intervalos de tiempo establecidos, el volumen mínimo de muestra es de 10 mL.

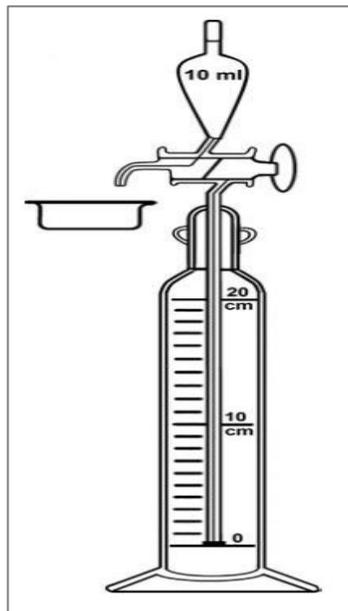


Figura 4.7. Pipeta Andreasen. Fuente: Adaptado de Alamo, 2019.

Las muestras extraídas se secan a 105 °C y pesan, las masas determinadas se comparan con el peso de la suspensión original. Existe un tamaño de partícula definido, d , el cual corresponde a cada distancia de sedimentación, h , y tiempo, esto representa el diámetro de la partícula mayor que puede estar presente en la muestra; estos tamaños de partícula se calculan a partir de la ley de Stokes para

los distintos tiempos de muestreo. La masa de las muestras secas, w , en comparación con la masa inicial de la muestra, w_0 , representa a las partículas con un diámetro menor que d .

La principal ventaja de este método en comparación con la sedimentación en vasos de precipitado es que las muestras se toman sucesivamente a lo largo de la prueba lo que disminuye el tiempo de medición. Por otro lado, la desventaja del método es que las muestras extraídas son representativas de las partículas con diámetros menores de la disolución inicial (Milton, 2018).

4.2.1.4 Métodos de medición de la DTP

Como se mencionó anteriormente, el conteo de las partículas es una herramienta de monitoreo de las operaciones y procesos unitarios para potabilización de agua relativamente nueva (Eisnor, *et al.*, 2001), en consecuencia, no se han establecido pautas para este fin. Sin embargo, el conteo de partículas se está aplicando con mayor frecuencia para la optimización de procesos (Barsotti, 1998) en plantas convencionales y para el monitoreo de la eficiencia en membranas de microfiltración y/o ultrafiltración (Mourato & Carscadden, 1998).

Las tecnologías para la caracterización de las partículas en función de su tamaño han aumentado en la década de 2000 (Milton, 2018). Los métodos dependen de varios factores como volumen de muestra disponible, tamaño de partículas esperado, precisión requerida, número de muestras a analizar y el costo de dicho análisis (Logan & Wagenseller, 2000). Las tres principales tecnologías de sensores empleadas en los contadores de partículas para agua son: ZDE, absorción de luz y dispersión de luz (específicamente, la dispersión de la luz en ángulo directo) (Van Gelder, *et al.*, 1999).

4.2.1.4 Zona de Detección Eléctrica

Es conveniente dividir las técnicas de medición de tamaño de las partículas que involucran la interacción de estas con un campo externo en dos categorías, análisis del flujo y escaneo del campo externo (Allen, 1997). En la primera categoría, las partículas se analizan una a la vez y la interacción generada se relaciona como una medida del tamaño de estas, mientras que, en la segunda, la interacción de un conjunto de partículas se interpreta como la distribución del tamaño del conjunto (Milton, 2018).

La técnica de análisis de flujo más utilizada es el método ZDE o Principio Coulter (Allen, 1997), el cual determina el número y la distribución de tamaño de las partículas suspendidas en un electrolito al pasar a través de un orificio (apertura) en

el que se sumerge un electrodo generando pulsos que se alimentan para ser escalados y contados (Coulter, 1956). En un inicio, el Principio Coulter fue empleado para contar y clasificar células sanguíneas, pero se adaptó para el estudio de distintos tamaños de material particulado presente en agua potable y residual, así como en biosólidos (Beckman-Coulter, 2018).

El método ZDE basa su funcionamiento en una corriente que fluye entre dos electrodos a través de una solución electrolítica que contiene la muestra problema. Un electrodo se encuentra ubicado dentro de un tubo de vidrio que contiene una apertura, mientras que el segundo se localiza fuera del tubo, en la suspensión (ver Figura 4.8). La muestra por analizar se extrae a través de la apertura o zona de detección. En instrumentos que emplean el método ZDE, una corriente eléctrica constante (o voltaje, en algunos sistemas) (Van Gelder, *et al.*, 1999) pasa entre los electrodos; a medida que una partícula fluye a través de la zona de detección, el volumen de la solución conductora disminuye, ocasionando un aumento de la resistencia, por lo que se genera un pulso de corriente o voltaje; la diferencia de potencial generada es directamente proporcional al volumen de las partículas (la conductividad eléctrica de la muestra no influye en la tensión de este pulso) (Barsotti, 1998).

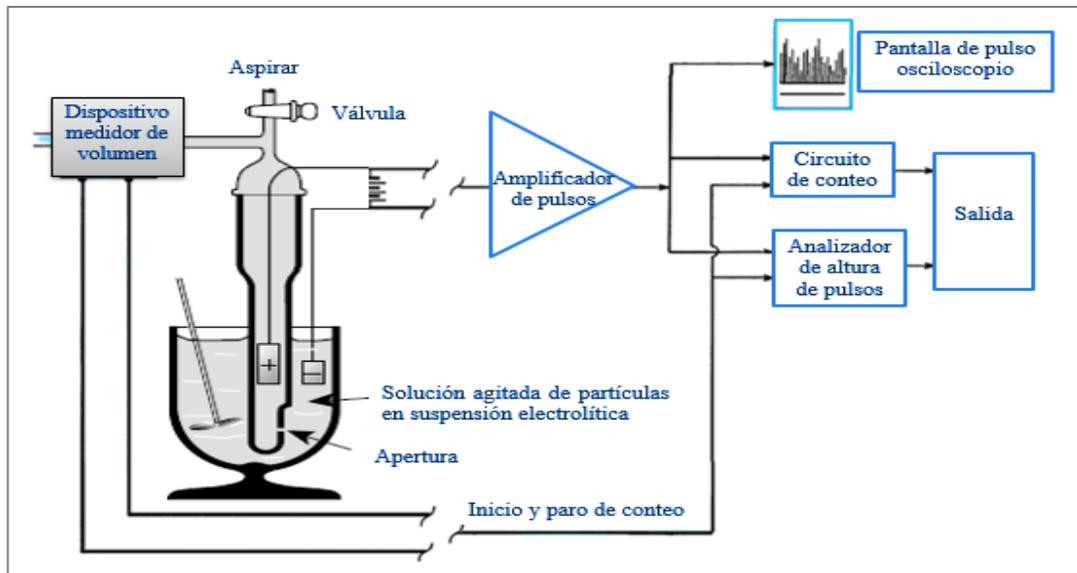


Figura 4.8. Principio de funcionamiento del Método de Zona de Detección Eléctrica.
Fuente: Adaptado de Allen, 1997.

Los sistemas que emplean este método (Figura 4.9), son capaces de proporcionar información del área superficial y tamaño (entre 0.4 μm a 1200 μm), número y volumen de las partículas al emplear distintos diámetros de apertura de tubo (Beckman-Coulter, 2018). Además, es un método reconocido y eficaz para el conteo y dimensionamiento de una amplia variedad de compuestos orgánicos,

inorgánicos y de muestras con propiedades ópticas, densidad, color y forma variadas (Micrometcs, 2010).



Figura 4.9. Sistema que emplea la técnica de zona de detección eléctrica para el conteo y análisis de las partículas de la marca Beckman Coulter. Fuente: Beckman-Coulter, 2018.

Las principales ventajas de emplear sistemas basados en el método de Zona de Detección Eléctrica son que se puede realizar el conteo y dimensionamiento de compuestos orgánicos e inorgánicos, el tiempo de análisis por muestra es de 60 segundos, capacidad de análisis en muestras con propiedades mixtas (conductividad eléctrica, densidad y forma), mayor resolución en dimensionamiento de partículas comparado con los métodos de absorción y dispersión de la luz, es posible la superposición de gráficos para facilitar la comparación de resultados con estándares analíticos, se pueden emplear una variedad de líquidos conductores sin la necesidad de conocer la viscosidad o propiedades ópticas de estos y no requieren de conocimientos previos de las propiedades de las muestras a analizar (conductividad eléctrica, densidad, índice de refracción, etc.)

4.2.1.4.1 Limitaciones del método

La principal limitación de esta técnica es la necesidad de suspender la muestra problema en un electrolito, a menudo se emplea una disolución salina al 0.9%, lo que puede causar dificultades de limpieza del equipo. Para muestras con diversos tamaños de partícula podrían causar un bloqueo de la apertura; por lo que se recomienda la filtración de las muestras para el análisis de los tamaños de interés,

además de permitir la sedimentación de partículas mayores a 100 μm por debajo del nivel de la apertura (Barker, *et al.*, 1999).

El contador Coulter emplea una resistencia eléctrica que provoca la generación de ruido electrónico, lo que ocasiona interferencia en la medición de partículas menores a 0.6 μm además de que se pueden generar burbujas y con ello obtener mediciones erróneas (Milton, 2018). Se recomienda tener especial atención en parámetros como color y turbiedad en las muestras a analizar para evitar el uso de diluciones (Beckman-Coulter, 2018).

4.2.1.5 Método de absorción de luz

Los equipos que emplean el método de absorción de la luz son capaces de medir partículas entre 2 μm y 400 μm con intervalos mínimos de tamaño de 1 μm (Van Gelder, *et al.*, 1999). Estos instrumentos son calibrados mediante esferas de látex y preestablecidos con un flujo de 100 mL/min por el fabricante.

Por otro lado, en el método de absorción de la luz, también conocido como bloqueo de la luz, una fuente de luz brilla a través de una zona de detección hacia un fotodetector. La muestra fluye perpendicularmente a la trayectoria de la luz, por lo que, las partículas en el fluido se dispersan y absorben dicha energía, disminuyendo la intensidad del fotodetector y generando un pulso de voltaje (Malvern, 2016).

Para un conteo preciso, sólo una partícula puede contener el volumen de detección; si existe más de una partícula en dicho volumen, no es factible distinguir los pulsos individuales, y se asume que las partículas poseen las mismas características (son coincidentes) (Allen, 1997).

El límite de coincidencia depende del flujo, velocidad de la muestra a analizar y del volumen de detección. Para garantizar que la coincidencia sea insignificante, los instrumentos deben funcionar a una velocidad de flujo específica y que la concentración total de partículas en la muestra no sea mayor a una por volumen de detección (Malvern, 2016).

Por lo tanto, la teoría de dispersión de la luz es la base de estos instrumentos. Se aplican ciertas teorías sobre la dispersión de la luz dependiendo del tamaño de la partícula en relación con la longitud de onda de la luz incidente y del índice de refracción de la partícula relacionado con el medio circundante, como se observa en la Figura 4.10. Las partículas y la luz interactúan fuertemente, por ello se aplican ecuaciones complejas para cuantificar el cambio en la intensidad (cambio de voltaje), diversos índices de refracción entre las partículas dificultan la respuesta de dispersión de la luz (Hulst, 1957).

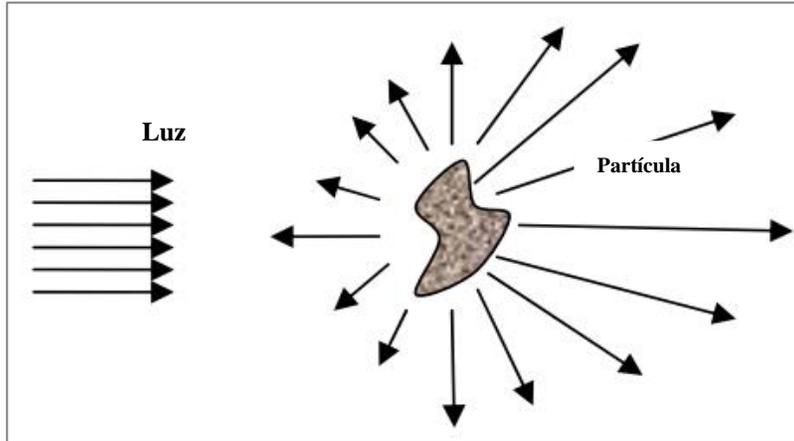


Figura 4.10. Dispersión de la luz por una partícula irregular. Fuente: Van Gelder, et al., 1999.

En la práctica, la calibración de los instrumentos que emplean este método se realiza con un conjunto de valores determinados a partir de esferas de látex dispersas, estos valores se alimentan al software asociado al instrumento (AWWA, 2011). Para establecer las divisiones de tamaño de las partículas, se configuran los cambios de voltaje para cada tamaño de partícula, por lo que es necesario ajustar una curva³ para determinar el tamaño asociado con cualquier voltaje (Van Gelder, et al., 1999), por lo tanto, la calibración es empírica. Además, surgen complicaciones adicionales en el dimensionamiento de partículas con índices de refracción que varían en el tiempo o para partículas con formas distintas a una esfera que dispersan la luz de manera diferente a las esferas de calibración (Micrometics, 2010).

4.2.1.6 Método de dispersión de luz

Las técnicas basadas en la dispersión de luz se utilizan ampliamente para estimar no sólo la DTP, sino también los diámetros medios en sistemas dispersos. Estas técnicas son sencillas de implementar, rápidas, no destructivas y no requieren de calibración previa. Adicionalmente, las longitudes de onda comúnmente utilizadas son ideales para el análisis de partículas de tamaños típicamente encontrados en muestras de agua residual y biosólidos (Clementi, 2011).

En otro orden de ideas, la existencia de una interfaz de dos fases cuyas propiedades físicas son distintas, producirá la dispersión de un haz de luz incidente. La

³ En algunas regiones de la curva de calibración, los cambios de resistencia son imperceptibles para el detector del equipo, pero corresponden a grandes cambios en el diámetro de las partículas, lo que dificulta el dimensionamiento con precisión.

naturaleza de este fenómeno está determinada totalmente por las características de la luz incidente y por las propiedades ópticas (índice de refracción, principalmente) y la morfología de ambas fases. Las técnicas de dispersión de luz permiten obtener la intensidad absoluta de luz dispersada de un sistema coloidal o de macromoléculas, en función del ángulo de desviación de la luz incidente en el soluto (Carrión, 1992).

En la actualidad, una muestra diluida es iluminada por un rayo de intensidad estrecha de luz monocromática (procedente de un arco de mercurio), esta técnica es útil para partículas de diámetros superiores a $1.2 \mu\text{m}$ (Carrión, 1992). Teniendo en cuenta que la luz dispersada esta constituida por tres componentes, refracción, reflexión y difracción. Esta última es la luz que se desvía y dispersa tangencialmente al incidir sobre la partícula formando anillos concéntricos (ver Figura 4.11).

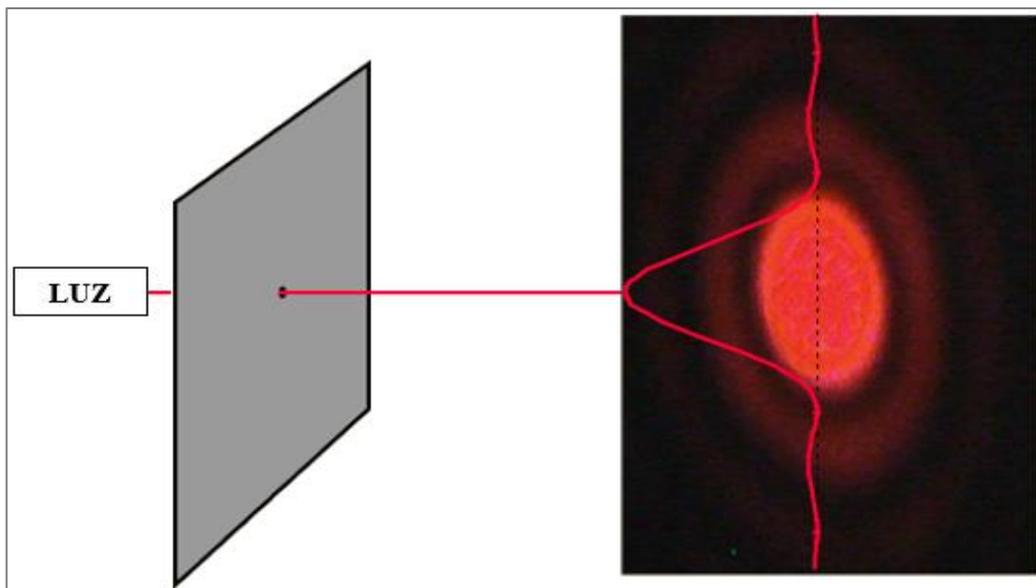


Figura 4.11. Difracción de la luz en anillos concéntricos. Fuente: Carrión, 1992.

La luz difractada es captada por sensores que están dispuestos simetricamente para captar esta luz a distintos ángulos según sea el tamaño de las partículas. Esta técnica es aplicable a partículas de intervalo por arriba de $1.2 \mu\text{m}$ (doble de la longitud de onda del haz de helio-neón de 633 nm) pudiendo extrapolar hasta $0.5 \mu\text{m}$. El límite superior de tamaño de partícula es de hasta 2 mm , por tanto, es útil para partículas sedimentables (Beckman-Coulter, 2018).

4.2.1.7 Microscopio óptico y análisis de imágenes

La microscopía puede emplearse como método de análisis de tamaño de partícula, ya que mide y se observan partículas de minerales de manera individual (Anon, 1993 y Allen, 1997). La imagen proporcionada por este método es bidimensional y a partir de esta se pueden realizar estimaciones del tamaño de partícula de la muestra (Barry & Finch, 2016). El dimensionamiento microscópico implica la comparación del área proyectada de una partícula con el área de círculos de referencia de tamaño conocido, por ello, se requiere medir en tres dimensiones a la partícula para la obtención de resultados confiables y reproducibles (Barry & Finch, 2016).

El método del microscopio óptico es aplicable a partículas de intervalo de tamaño de 0.8 - 150 μm , y hasta 0.001 μm utilizando microscopía electrónica (Allen, 1997). Básicamente, todos los métodos de microscopía requieren volúmenes de muestra inferiores a 1 mL (Barry & Finch, 2016), que deben ser recolectadas acorde a las recomendaciones del fabricante para que las determinaciones puedan ser representativas del proceso en estudio (Lloyd, 2003).

El número relativo de partículas es determinado para cada clase de tamaño estandarizado en el equipo o instrumento, estos representan la distribución de tamaño en número y a partir de los cuales es posible calcular la distribución en volumen de las partículas en la muestra. Los métodos microscópicos son aplicables en partículas con las mismas propiedades como densidad, masa y distribución en peso (Anon, 1993).

El desarrollo del análisis cuantitativo de imágenes ha hecho posible el dimensionamiento de partículas de 0.8 μm , estos equipos son capaces de analizar fotografías, micrografías electrónicas y visualización directa. Los gráficos obtenidos se basan en el análisis de las partículas en la muestra, y son generados automáticamente por el software del sistema. El análisis de imágenes permite la caracterizar el área de superficial, longitud y tamaño de las partículas (Malvern, 2016)

En la Tabla 4.2 se presenta un resumen de otras tecnologías para el conteo y análisis de la Distribución de Tamaño de Partícula y su comparación con el método seleccionado en esta investigación.

Tabla 4.2. Tecnologías para el conteo y análisis de la Distribución de Tamaño de Partícula en agua potable y residual.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS	MUESTRAS QUE ANALIZAR	TAMAÑO DE PARTÍCULA	REFERENCIA
Zona de detección eléctrica	Tiempo de análisis de 60 segundos. Permite determinar número, tamaño, volumen, área superficial de las partículas.	Alta conductividad de las partículas genera ruido electrónico.	Agua potable Agua residual agrícola y de la industria alimenticia. Partículas floculentas. Agua de lluvia.	0.4 – 1200 μm	(Chávez, <i>et al.</i> , 2008) (Sanchis, <i>et al.</i> , 2003)
Medición de masa resonante	Requiere 5 μL de volumen de muestra. Se puede utilizar en muestras con alto número de partículas.	No existe metodología definida para su aplicación.	Lodos activados municipales.	1.2 – 600 μm	(Chaignon, <i>et al.</i> , 2002)
Nano/ultrafiltración secuencial	Fácil operación de los sistemas de filtración. No requiere de una alta inversión inicial.	Requiere mínimo de 1 L de muestra. El análisis se realiza por intervalos de tamaño de las partículas.	Agua residual de la industria textil. Agua residual municipal.	0.001 – 1.6 μm	(Leiviskä, <i>et al.</i> , 2008) (Dogruel, <i>et al.</i> , 2009)
Difracción láser	Requiere menos de 1 mL de volumen de muestra. Se emplea en muestras con bajo número de partículas.	Dispersión múltiple.	Efluentes de curtidurías. Agua residual municipal.	0.002 – 10 μm	(Masse, <i>et al.</i> , 2005) (Muruganathan, <i>et al.</i> , 2004)
Cromatografía líquida de alta resolución	Alta resolución en las determinaciones de tamaño de partícula.	La calibración es compleja, además de que los suministros son costosos.	Agua residual municipal.	0.026 – 1.2 μm	(Zheng, <i>et al.</i> , 2009)
Cromatografía de exclusión por tamaño	Fácil operación del sistema. Tiempo de análisis de 2 min.	Mediciones con picos indeterminados.	Efluentes de procesos anaerobios.	1 – 300 kDa	(Barker, <i>et al.</i> , 1999)

4.3 ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA

Las comunidades, centros agrícolas e industriales suelen asentarse junto a ríos para el acceso a estos recursos hídricos (Shamsai, *et al.*, 2006). Debido al aumento de la población, el desarrollo industrial, el vertido de diversos contaminantes orgánicos y minerales, los ríos son los cuerpos de agua con mayor vulnerabilidad debido al transporte de descargas puntuales y difusas provocando serias amenazas a los ecosistemas y a la salud humana (Darvishi, *et al.*, 2016).

El deterioro de las fuentes superficiales de agua es un problema grave en muchos países del mundo (Witek & Jarosiewicz, 2009), por ello, el control de la contaminación es una de las prioridades en las políticas de protección de estos recursos frente a la urbanización y a la presión antropogénica. Debido a las variaciones espaciales y temporales en la calidad del agua (generalmente complejo de interpretar) es necesario el monitoreo de la composición del agua (Kazi, *et al.*, 2009) ya que es un requisito previo para la implementación de leyes y/o normas para su protección y asignación de las diferentes fuentes según sus usos.

Como se ha mencionado anteriormente, en países como México, el desarrollo social e industrial han modificado la composición y concentración de algunos contaminantes en distintos cuerpos de agua, entre ellos el Rio Magdalena, que debido a los factores anteriores, el estudio y modelado de la calidad del agua ha tomado relevancia por la creciente demanda diaria de los recursos hídricos por parte de las comunidades, por ello, se hace hincapié en el monitoreo, control y potabilización del agua que será distribuida a los usuarios finales (Srinivas, *et al.*, 2013).

De acuerdo con Kachroud, *et al.*, (2019) una variable o parámetro no puede describir la calidad del agua, por ello es necesario la determinación de una serie de variables fisicoquímicas intensivas (concentraciones de cationes o aniones, entre otros) cuyo objetivo es identificar el factor de relevancia que deteriora la calidad. Otros estudios proponen utilizar puntuaciones ponderadas de cada variable para proponer un Índice de Calidad del Agua (ICA) (Haase, *et al.*, 2003) y así abarcar una amplia gama de variables en un solo valor numérico para determinar la calidad del agua.

El ICA proporciona un valor único que expresa la calidad general del agua en un lugar y momento determinado con fundamento en el análisis conjunto de diversos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Es decir, son representaciones compuestas de una condición o situación derivada de múltiples combinaciones de mediciones no proporcionales lo que conduce a un único número para facilitar la interpretación de los hechos que han contribuido a ese número (Abbasi & Abbasi, 2012).

El primer ICA fue desarrollado por Horton en la década de 1970, básicamente como un medio matemático para calcular un valor a partir de múltiples resultados de pruebas, los cuales representan el nivel de calidad del agua en una cuenca determinada, como arroyos, estanques, lagos o ríos (Kachroud, *et al.*, 2019). La Tabla 4.3 presenta las principales ventajas y limitaciones de los ICA.

Tabla 4.3. Los ICA como herramienta de evaluación de calidad del agua. Ventajas y limitaciones. Fuente: Adaptado de Torres, *et al.*, (2009).

VENTAJAS	LIMITACIONES
Permiten mostrar la variación espacial y temporal de la calidad del agua.	Proporcionan un resumen de los datos.
Método simple, conciso y válido para expresar la importancia de datos generados en laboratorio.	No proporcionan información completa sobre la calidad del agua.
Útiles en la evaluación de la calidad del agua para diferentes usos.	No pueden evaluar todos los riesgos presentes en el agua.
Permiten a los usuarios una fácil interpretación de datos técnicos.	Pueden ser subjetivos y sesgados en su formulación.
Identificar tendencias de calidad y áreas problemáticas.	No son de aplicación universal debido a las diferentes condiciones ambientales que presentan las cuencas de una región a otra.
Permiten priorizar evaluaciones de calidad del agua más detalladas.	Se basan en generalizaciones conceptuales que no son de aplicación universal.
Mejoran la comunicación con el público y aumentan su conciencia sobre las condiciones de calidad del agua.	Algunos científicos tienden a rechazar y criticar su metodología, lo que afecta la credibilidad de los ICA como una herramienta para de gestión.
Ayudan en la definición de prioridades con fines de gestión.	

El objetivo de los ICA es agrupar datos complejos de calidad en información comprensible para ser utilizada en el desarrollo de políticas públicas (Srinivas, *et al.*, 2013). Brindan la ventaja de disminuir el número de parámetros asociados a interpretar, y así, poder determinar la calidad del agua de un cuerpo determinado a través del tiempo y espacio, proporcionando medios simples e inclusivos de asociar valores de parámetros de calidad que resultan útiles para priorizar la gestión y fondos económicos, así como para predecir condiciones potencialmente dañinas a la salud (Ferreira, *et al.*, 2011).

Existen diversos ICA, principalmente, porque se busca mejorar los existentes que han desarrollado diferentes entidades considerando diversas aplicaciones y condiciones ecológicas (Gitau, *et al.*, 2016). En la Tabla 4.3 se presentan algunos ICA de uso común con rangos de valor y su interpretación. Se observa que el modelo aditivo (AICA) desarrollado por la *National Sanitation Foundation* (NSF) se basa en variables del modelo de Horton (1965), principalmente es utilizado para nueve parámetros como lo son coliformes fecales, DBO₅, PO₄³⁻ total, NO₃²⁻, Oxígeno Disuelto (OD), pH, sólidos totales, temperatura y turbiedad.

Mientras que el modelo Oregón, generalmente, se utiliza para evaluar agua con fines recreativos y considerando parámetros como coliformes fecales, DBO₅, PO₄³⁻ total, NO₃²⁻, OD, pH, sólidos totales y temperatura. La simplicidad y disponibilidad de los parámetros de calidad requeridos, así como la rápida determinación de los subíndices son las principales ventajas de este enfoque (Darvishi, *et al.*, 2016). Otros ICA han adoptado enfoques fundamentados en la media armónica y consideran a un operador mínimo como el parámetro determinante de la calidad del agua. En general, la evolución de los índices tiene por objetivo la selección de parámetros de manera no arbitraria, minimizar la ambigüedad entre el índice general y sus subíndices, y la insensibilidad a ciertos parámetros (Gitau, *et al.*, 2016). En la Tabla 4.4 se presentan un resumen de los ICA comúnmente empleados en el mundo para la evaluación de la calidad del agua.

Para el desarrollo de esta investigación se propone utilizar la metodología establecida por Stoner (1978) debido a que propuso un índice relacionado y diseñado para evaluar la calidad del agua de suministro público. Este índice puede ajustarse a dos usos finales del agua al sustituir los subíndices (curvas de calificación) y las ponderaciones en la ecuación de agregación del índice. El autor menciona que la metodología se puede adaptar y emplear para cualquier uso final del agua. Se utilizan dos tipos de propiedades en el índice de Stoner, propiedades tóxicas de Tipo I y de Tipo II que afectan la salud humana y las características estéticas del agua, respectivamente. A cada parámetro de Tipo I se le asigna una puntuación de cero si la concentración es menor o igual al límite recomendado, y un valor de -100 si excede este límite. Los límites recomendados se basan en criterios de calidad del agua publicados por la Academia Nacional de Ciencias de Washington, DC, E.U. o en la normatividad aplicable de cada país. Los trece parámetros de Tipo II se representan mediante funciones matemáticas simples. En el índice, las constantes en cada ecuación de Tipo II son tales que $I = 0$ cuando se alcanza un límite recomendado, e $I = 100$ cuando se alcanza el valor ideal de ese contaminante (House, 1986), y por ello, este ICA es adecuado para su aplicación en suministro de agua (incluidos estanques), fuentes de agua potable en general y lagunas de abastecimiento a granjas (Gitau, *et al.*, 2016).

Tabla 4.4. Resumen de Índices de Calidad del Agua (ICA) de uso común con intervalo de valor e interpretación.

	ICA – STONER (ICADS)	NSF - MODELO ADITIVO (AICA)	NSF - MODELO MULTIPLICATIVO (MICA)	ICA - OREGÓN (OICA)	ICA - MULTIPLICATIVO NO PONDERADO (MNPICA)	REFERENCIA
Ecuación	$\sum_{i=1}^n (FC)_i (FCR)_i + \sum_{j=1}^z T_j$	$\sum_{i=1}^n W_i Q_i$	$\prod_{i=1}^n Q_i^{W_i}$	$\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{Q_i}}$	$\left(\prod_{i=1}^n Q_i\right)^{\frac{1}{n}}$	(Brown, <i>et al.</i> , 1970) (Lumb, <i>et al.</i> , 2011) (Stoner, 1978)
Propósito	Evaluación de abastecimiento público de agua y de riego.	Comunicación y evaluación.	Evaluación y diagnóstico.	Evaluación de tendencias de planificación.	Comparación con los índices de la NSF.	(McClelland, 1974) (Lumb, <i>et al.</i> , 2011) (Stoner, 1978)
Fundamento	Evaluación de la conveniencia del agua potabilizada para abastecimiento público.	Modelo de Horton (1965).	Desarrollado para resolver la insensibilidad de los ICA a valores por debajo de los subíndices.	Complemento de AICA y MICA.	Minimizar la ambigüedad entre el índice general y valores del subíndice.	(Dunnette, 1979) (Cude, 2001) (Lumb, <i>et al.</i> , 2011) (Stoner, 1978)
Rangos/Interpretación	(-): Agua no apta para usos. 0: Las propiedades del agua no rebasan los LMP. 100: Agua perfecta	90-100: Excelente 70-89: Bueno 50-69: Medio 25-49: Malo 0-24: Muy malo	90-100: Excelente 70-89: Bueno 50-69: Medio 25-49: Malo 0-24: Muy malo	91-100: Excelente 85-90: Bueno 80-84: Regular 60-79: Deficiente 10-59: Muy deficiente	91-100: Excelente 85-90: Bueno 80-84: Regular 60-79: Deficiente 10-59: Muy deficiente	(Landwehr & Deininger, 1976) (Gupta, <i>et al.</i> , 2003) (Lumb, <i>et al.</i> , 2011) (Stoner, 1978)

FC: Funciones de Calidad; FCR: Factores de Clasificación Relativa; T_j: valor de la j-esima propiedad Tipo I, n: número de parámetros; W_i: peso relativo del i-ésimo parámetro; Q_i: calificación de calidad (valor de subíndice) del i-ésimo parámetro.

4.3.1 Índice de Calidad del Agua empleado en México

Con el fin de evaluar la calidad del agua se han desarrollado diversos índices tanto generales como de uso específico. En México se emplea el llamado Índice de Calidad del Agua (ICA), que agrupa de manera ponderada algunos parámetros de contaminación (León, 1991).

En la década de 1970, ante la necesidad de un método uniforme para informar la calidad del agua de manera accesible a la población, se desarrolló un método que estima la calidad que requirió la medición de los principales parámetros de contaminación del agua y emplear una escala estandarizada para expresar la relación entre varios contaminantes y su grado de impacto en los diferentes usos de esta (SEMARNAT, 2019). El índice empleado en México permite realizar comparaciones del nivel de contaminación en distintas áreas. El índice toma valores en un rango de 0% a 100%, donde mayor sea el valor mejor es la calidad de la fuente. El ICA se determina a partir de una ponderación de dieciocho parámetros fisicoquímicos como coliformes fecales y totales, DBO, PO_4^{3-} , OD, pH, sólidos suspendidos, entre otros, con distintos pesos relativos (W_i) según la importancia que se le conceda a cada uno de ellos en la evaluación total (SEMARNAT, 2002). En la Tabla 4.5 se presentan los parámetros con sus W_i empleados en el desarrollo del índice.

Tabla 4.4. Parámetros y W_i empleados en el ICA de uso en México.

PARÁMETRO	W_i	PARÁMETRO	W_i
Alcalinidad	1	Grasas y aceites	2
Cl^-	0.5	NH_3	2
Coliformes fecales	4	NO_3^-	2
Coliformes totales	3	OD	5
Color	1	pH	1
Conductividad eléctrica	2	SAAM	3
DBO	5	Sólidos disueltos	0.5
Dureza total	1	Sólidos suspendidos	1
PO_4^{3-} totales	2	Turbiedad	0.5

El crecimiento poblacional e industrial en el país ha impactado de manera negativa a las fuentes superficiales de agua con descargas, las cuales vierten contaminantes tóxicos como metales pesados y compuestos orgánicos, que no están considerados en el ICA, por lo que la evaluación empleando este método es parcial y no necesariamente corresponde a la realidad (SEMARNAT, 2019).

Por lo anterior, se decidió agregar algunos parámetros para evaluar la influencia antropogénica. La DBO₅ y la DQO se emplean en la medición de la concentración de MO presente en el agua, proveniente de las descargas de agua residual municipal. Por otro lado, el incremento de la DQO indica presencia de elementos o compuestos de origen no municipal. Lo que incide en la disminución de la concentración de OD con la consecuente afectación a ecosistemas acuáticos.

Por otro lado, los SST su principal aporte es por descargas de agua residual y erosión del suelo. El incremento en su concentración ocasiona la pérdida de la capacidad de un cuerpo de agua para soportar la diversidad de organismos acuáticos. Estos parámetros permiten reconocer gradientes de contaminación originados por la actividad humana. Así mismo, parámetros como metales pesado y compuestos orgánicos se relacionan de manera directa con criterios, estándares, normatividad nacional e internacional.

4.3.2 Aplicaciones de los Índices de Calidad del Agua

Una vez que se han recopilado datos de calidad del agua mediante muestreos, es necesario el análisis de estos para su presentación y comprensión mediante el uso del ICA, ya que es una herramienta útil para identificar tendencias, detectar condiciones específicas y orientar a los tomadores de decisiones gubernamentales en la evaluación de la eficiencia de los programas regulatorios relacionados a agua de consumo y uso humano (Abbasi & Abbasi, 2012). De hecho, el monitoreo de la calidad, evaluación de eficiencias del tratamiento, asignación de recursos económicos y planificación ambiental son atendidos mediante la aplicación de esta herramienta (Gitau, *et al.*, 2016).

Por otro lado, los ICA se han aplicado en la a) asignación de recursos para la toma de decisiones relacionadas con agua potable y de esta manera asignar fondos y determinar prioridades, b) evaluación de fuentes de abastecimiento ya que se compara la calidad del agua en distintas ubicaciones o áreas geográficas, c) cumplimiento de estándares para identificar ubicaciones que superen los estándares legislativos o criterios existentes, d) análisis de tendencias que se aplican en datos fisicoquímicos o microbiológicos de calidad del agua en distintas ubicaciones para determinar cambios (degradación o mejora) que se han producido durante un período determinado, e) información pública para mantener a las comunidades informadas sobre el estado

general de cualquier fuente superficial o alternativa, f) investigación científica para compilar datos en una puntuación única para la determinación de la eficiencia de proyectos de restauración ecológica y estrategias de tratamiento del agua, y g) como indicadores de integridad biológica (junto con otros índices) ya que brindan una perspectiva integral del estado de los recursos hídricos y se detalla a los subíndices individuales u otros parámetros potencialmente clave que proporcionan información sobre amenazas existentes y potenciales, su uso de manera continua proporciona datos a largo plazo que resultan útiles en la gestión del agua.

Si bien la utilidad de los ICA ha sido verificada en una variedad de lugares y entornos, no reemplazan el análisis instrumental de la calidad del agua y otros datos ambientales. De hecho, dependen de datos detallados (físicoquímicos y microbiológicos) para impulsar y desarrollar algoritmos que sintetizan la información recolectada en un valor (Kachroud, *et al.*, 2019) con potencial como herramienta de gestión y toma de decisiones. Por ello, es de relevancia el desarrollo e implementación de un índice que permita la designación flexible y determinante que se fundamente en contaminantes de interés y que no requiera la determinación de pesos o curvas para los subíndices. Con tal desarrollo, se lograría estandarizar mediciones de desempeño, procedimientos de evaluación y criterios para estimar la validez de otros índices (Kazi, *et al.*, 2009).

4.3.3 Formulación de los Índices de Calidad del Agua

Se pueden formular de dos maneras, una en la que el valor del índice aumenta con el grado de contaminación (escala creciente) y otra en la que el valor del índice disminuye con la contaminación (escala decreciente) (Abbasi & Abbasi, 2012). Los siguientes pasos se pueden asociar al desarrollo de cualquier ICA (dependiendo de su aplicación y sofisticación de su uso final, se pueden integrar pasos adicionales). Primeramente, se debe realizar la selección de variables (parámetros) de interés y la transformación de valores de distintas unidades a una escala común, seguida de una asignación de pesos a los parámetros seleccionados, y por último se determinan los subíndices para generar una puntuación final (Witek & Jarosiewicz, 2009). A continuación, se da la explicación de los cuatro pasos anteriores.

4.3.3.1 Selección de parámetros

Una muestra de agua puede estar compuesta por diversos constituyentes, incluidos elementos neutros o iónicos (metales, metaloides, no metales), orgánicos (detergentes, plaguicidas, y otros compuestos de origen industrial o natural), aniones (H_2CO_3^- , CO_3^{2-} , NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} , entre otros). También puede contener bacterias, color, olor, sólidos en suspensión y quistes de helmintos. Por lo que se dificulta manipular todos los posibles componentes que se pudiesen incluir en un índice, por

esta razón, es necesario seleccionar un conjunto de parámetros que reflejen la calidad general del agua para su uso final (Abbasi & Abbasi, 2012). Para reducir el número de parámetros que se incorporarán a un índice, pero manteniendo la representatividad de este, se deberán incluir aquellos parámetros que poseen un impacto preponderante en la calidad del sistema de estudio, es decir, aquellos parámetros cuyas variaciones de concentración y composición influyen en la distribución de los contaminantes de interés. De esta manera, el índice es sensible a valores analíticos en conjunto, e incluso si se calcula con un número reducido de muestreos (Haase, *et al.*, 2003).

4.3.3.2 Transformación de parámetros de distintas unidades a una escala común

Los diversos parámetros de calidad se expresan en distintas unidades. Por ejemplo, la temperatura se expresa en °C, °F, K, o °R, los coliformes fecales en NMP/100mL o colonias/100mL, la conductividad eléctrica en mV y la mayoría de contaminantes químicos en mg/L. Además, los rangos de concentración varían de un parámetro a otro, por ejemplo, el OD se encuentra en un intervalo de 0 a 12 mg/L, pero el Na⁺ puede estar presente en un rango de 0 a 1000 mg/L o más.

En otras palabras, los diferentes parámetros se presentan en rangos diversos, se expresan en múltiples unidades, además de que poseen un comportamiento único en relación concentración-impacto. Antes de formular un índice, las variables de interés deberán transformarse a una sola escala, que generalmente comienza en cero y termina en 1 (algunas escalas presentan un rango de 0 a 100). Pero esto, nuevamente, solo es una diferencia estética (Abbasi & Abbasi, 2012).

4.3.3.3 Desarrollo de subíndices

Cada uno de los parámetros seleccionados se transforman a una sola escala, considerando un conjunto de n variables (contaminantes) denotadas como $(x_1, x_2, x_3, \dots, x_i, x_n)$, entonces para cada variable, x_i , se calcula un subíndice l_i , utilizando la función $l_i = F_i(x_i)$. En la mayoría de los índices, se emplean diferentes funciones matemáticas para calcular las variaciones de los contaminantes, lo que genera las funciones de los subíndices $f_1(x_1), f_2(x_2), \dots, f_n(x_n)$. Tales funciones pueden consistir en una multiplicación o una variable elevada a una potencia. Una vez que se hayan calculado los subíndices, se procede a la formulación del índice final con la función $I = g(l_1, l_2, \dots, l_n)$.

4.3.3.4 Asignación de pesos

Incluso después de que se haya hecho una selección de 10 a 20 parámetros, es de relevancia asignar un peso a cada parámetro debido a que todas las variables preseleccionadas no serían igualmente importantes para describir la calidad del agua

de un sitio de interés. Algunos índices asumen la misma ponderación para todos los parámetros, ya que la asignación de pesos es cuestión de opinión y por lo tanto es subjetiva (Abbasi & Arya, 2000).

4.3.3.5 *Agregación de los subíndices al índice final*

Por último, los subíndices se agregan para obtener un índice final. Son posibles distintos métodos de agregación, los tres más básicos son a) aditivo que consiste en la agregación de los subíndices que se combinan mediante la suma de estos (por ejemplo, media aritmética); b) multiplicativo en el cual los subíndices se combinan mediante la operación del producto (por ejemplo, media geométrica); c) en el método lógico los subíndices se combinan mediante una operación lógica (por ejemplo, mínimo o máximo) (Abbasi & Abbasi, 2012). En los últimos años, se ha relacionado a los índices existentes con algún tipo de medida de aceptabilidad que pueda interpretarse como la pertenencia a un conjunto de datos difusos con métodos como el análisis factorial y de componentes principales, así como su relación con conceptos como entropía y algoritmos genéticos para elaborar índices híbridos para mejorar la utilidad de índices convencionales.

4.3 RÍO MAGDALENA COMO PROVEEDOR DE RECURSOS HÍDRICOS

La microcuenca del Río Magdalena es uno de los principales cuerpos de agua periurbanos de la Ciudad de México, la cual se localiza entre los 19°14'30" longitud norte y los 99°17'30" longitud oeste (Legorreta, 2009). Dicha ubicación se presenta en la Figura 4.12.

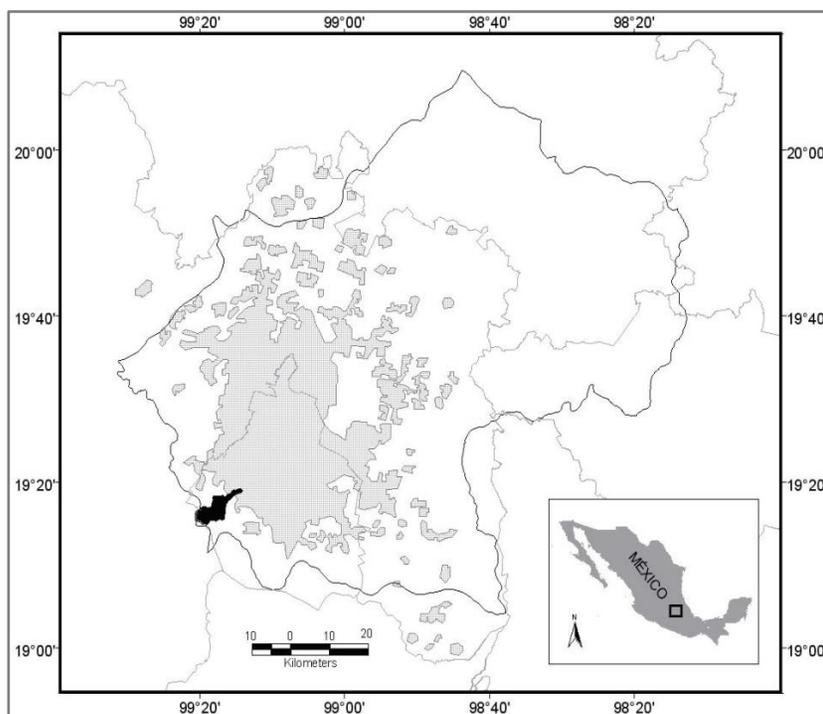


Figura 4.12. Ubicación de la cuenca del Río Magdalena (negro), la cuenca de México (blanco) y el área metropolitana de la Ciudad de México (gris). Fuente: Recuperado de Jujnovsky & Almeida-Leñero, 2010.

Históricamente, el Río Magdalena ha provisto de bienes y servicios ambientales tanto a los pobladores de la alcaldía Magdalena Contreras como a la Ciudad de México (SEMARNAT, 2012), sin embargo, la influencia antrópica ha sido perjudicial para el estado de esta corriente, sobre todo en el tramo inmerso en la dinámica urbana de la ciudad (Perló & Zamora, 2017). Esta influencia ha tenido como resultado modificaciones en la estructura hidrológica, incluyendo afluentes menores, así como la variabilidad en parámetros físicoquímicos, microbiológicos e hidromorfológicos, derivados de los procesos sociales, económicos, políticos y culturales de la cuenca (González, *et al.*, 2010). Intervenir este sistema requiere la comprensión de las interacciones entre el medio biofísico y los modos de apropiación del territorio, tomando en cuenta aspectos económicos, tecnológicos, sociales e institucionales, lo cual permite el diseño de políticas públicas para el uso sostenible y el manejo integral de los recursos (Ávalos & López, 2008).

El Río Magdalena y su afluente, el Río Eslava, constituyen uno de los principales aportes de agua superficial a la Ciudad de México, 1.45 m³/s (SEMARNAT, 2012), estos dos cauces presentan condiciones aceptables en cuanto a la calidad del agua, sin embargo, en sus parte media y baja existe contaminación severa debido a descarga de agua residual y vertimiento de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) a lo largo de sus cauces (SEDEMA, 2012). El Río Magdalena, en promedio, tiene un flujo permanente de 1 m³/s. El flujo máximo se presenta en temporada de lluvias, de hasta 20 m³/s, de los cuales dos quintas partes del caudal se aprovechan para abastecimiento a través de las plantas potabilizadoras, Río Magdalena 1 (200 L/s) y Río Magdalena 2 (210 L/s) (GDF, 2006). De hecho, sirve como fuente de abastecimiento de agua potable y, actualmente, más de 180,000 habitantes son beneficiados (SEDEMA, 2012). Ante la importancia del río como fuente superficial de agua para suministro y receptor de descargas de agua residual (cruda o tratada), es imperativo el diagnóstico técnico del sistema potabilización con influencia en el cauce con el fin de proponer mejoras operativas y de mantenimiento en la PP.

4.4 PROGRAMA DE RESCATE INTEGRAL DEL RÍO MAGDALENA

El programa incluyó atención a aspectos ambientales, hidráulicos, urbanos, económicos y sociales para dar solución a los crecientes problemas de abastecimiento y gestión del agua en la Ciudad de México. La iniciativa forma parte de una solución sustentable dentro de una zona específica y fundamental, ya que el Río Magdalena es uno de los escasos aportes de agua dulce superficial del que se abastece a la población de dicha ciudad. (SACMEX, 2012).

El Programa de Rescate del Río Magdalena inició en el año 2007 y se estructuró en tres etapas: la Etapa I (2007-2008) correspondió a la elaboración del Plan Maestro (visión de conjunto sobre el saneamiento de un río urbano). En esta etapa se iniciaron las obras de restauración en el suelo de conservación para la protección de los recursos hídricos de la cuenca (Tonda, 2007).

En la Etapa II, que se ejecutó en el año 2009, se elaboraron proyectos ejecutivos para obras de saneamiento hidráulico, recuperación de espacios públicos y restauración arquitectónico. Cabe destacar que los objetivos principales de estos proyectos se dirigieron a dos líneas de actuación, la primera, saneamiento y recuperación del Río Magdalena, para el mejoramiento de la calidad fisicoquímica y microbiológica del caudal (SEMARNAT, 2012). La segunda línea estuvo dirigida a la recuperación de las riberas del río Magdalena con el objeto de proporcionar áreas verdes dotadas de mobiliario urbano e iluminación adecuados para actividades recreativas (Sales, *et al.*, 2002).

Finalmente, en la Etapa III, se abordó el estudio de estrategias para el manejo de asentamientos irregulares en zonas de riesgo, proyecto ejecutivo de saneamiento frente los Viveros de Coyoacán hasta el Río Churubusco (SEMARNAT, 2012), así como la construcción de 20,847 m de colectores para evitar la descarga de agua residual doméstica en el caudal del río (SACMEX, 2012).

Además, se llevó a cabo el proyecto ejecutivo, Obras de Protección y Restauración Ambiental del Cauce del Río Magdalena, que da sustento a las acciones de saneamiento del lecho del río, restauración y protección de taludes, reforestación de las riberas, así como la rehabilitación geohidrológica del cauce para restituir el funcionamiento del sistema hídrico en la región (SACMEX, 2012).

4.5 ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE EN LA ALCALDÍA MAGDALENA CONTRERAS

En el Área Metropolitana de la Ciudad de México, la precipitación promedio es de 1,000 mm/año (CNF, 2015). Sin embargo, estos se distribuyen a lo largo del año, la mayor precipitación ocurre entre los meses de junio a septiembre. De la precipitación anual que recibe la CDMX, se evapora en promedio un 75% (750 mm/año), el 11% (110 mm/año) escurre por canales o ríos, mientras que el 14% (140 mm/año) se infiltra al acuífero (CNF, 2015). En la Figura 4.13 se muestra la distribución de la precipitación pluvial en la CDMX, localización de la alcaldía Magdalena Contreras, así como los climas predominantes en dicha región del país.

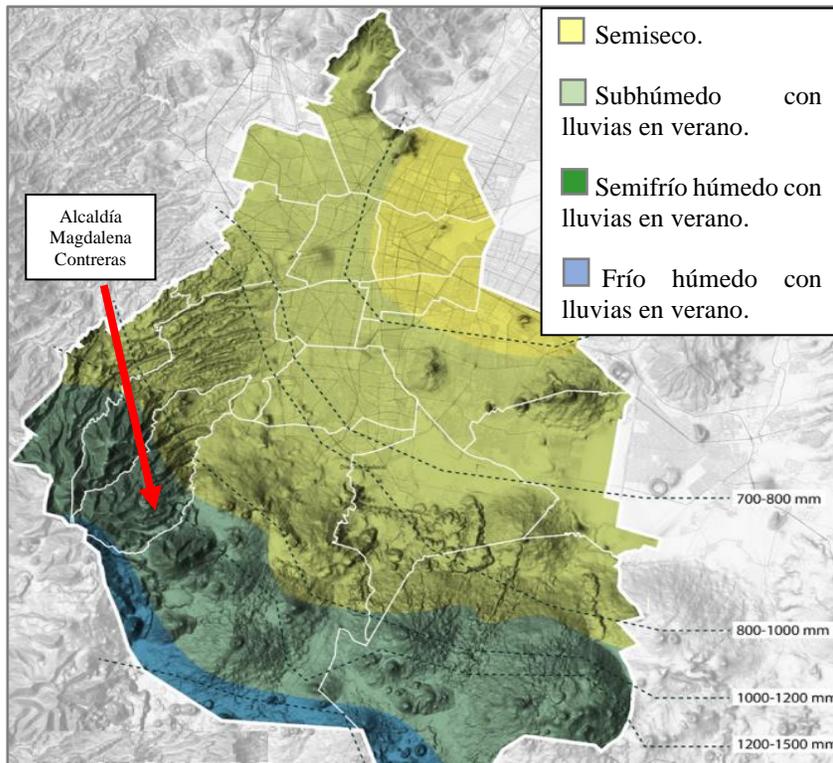


Figura 4.13. Distribución de precipitación pluvial y climas en la Ciudad de México.
Fuente: CNF, 2015.

La alcaldía Magdalena Contreras se encuentra en la región hidrológico-administrativas del Pánuco dentro de la cuenca del Río Moctezuma y corresponde a la subcuenca del lago Texcoco y Zumpango (GDF, 2005); de esta manera, los principales cuerpos de agua superficial son los ríos Magdalena, Eslava y San Jerónimo; y arroyos como Ocotál, Sehuaya, Huasmi-Xocotitla, Ameyales, Ixtlahualtongo, Agua de Gallinas, Cedritos, El Puente Volado, Chichicarpa, Chicuantilla y Agua Escondida. Así mismo en la demarcación existen numerosos manantiales que abastecen de agua potable a la población (ANIC, 1995).

El principal cuerpo de agua de esta demarcación, el Río Magdalena, nace en la alcaldía Cuajimalpa en el cerro La Palma, es un río perenne⁴, presenta un flujo de 1 m³/s (GDF, 2018), su flujo máximo estimado es de 200 m³/s, el cual corresponde a los meses de lluvias (junio a septiembre), se alimenta por el aporte de gran número de manantiales que existen en el territorio de la alcaldía, entre ellos: Agua Azul, Cieneguillas, Cieneguillitas, Los Cuervos, Huayatitla, Temamatla y Temascalco, además de corrientes hidrológicas como son: el río Eslava y los arroyos Cieneguillas y Cerería (GDF, 2005).

⁴ Corriente de agua que fluye todo el año (INEGI, 2016).

Parte del caudal del Río Magdalena es captado por la planta potabilizadora ubicada en el Primer Dinamo, donde aproximadamente la quinta parte de su volumen es potabilizado (GDF, 2005), atraviesa el área urbana de dicha alcaldía y en los últimos 400 m de su trayectoria, recibe la descarga de agua residual de diversos colectores, hasta llegar a la Presa de Anzaldo, para después unirse al Río Mixcoac y dar origen al Río Churubusco que desemboca en el lago de Texcoco. Su longitud aproximada es de 22 km (GDF, 2018).

Las principales fuentes de abastecimiento de agua potable con las que cuenta la alcaldía son:

- Sistema Lerma Sur con un flujo de 200 L/s.
- Sistema Río Magdalena, aporta un flujo de 200 L/s.
- Sistema de manantiales conformado por Rancho Viejo, Tepozanes, Los Pericos, Las Ventanas, Malpaso, entre otros, aportan un flujo de 120 L/s (se localiza al suroeste de la alcaldía). El agua de éstos es captada y conducida a tanques de almacenamiento y/o regulación, otros escurren libremente para formar el Río Magdalena, el que a su vez alimenta a la PP de mismo nombre (GDF, 2006).
- Sistema de Pozos (Pozo Anzaldo, Padierna y Pedregal II).

La demanda de agua potable en la alcaldía es de 600 L/s (GDF, 2006) empleándose para su distribución un total de 39 tanques y rompedores de presión, la distribución se realiza mediante 18 km de red primaria y 240 km de red secundaria (cobertura del 98% de este servicio) (Jiménez, 2015).

4.5.1 Principales problemas en el abastecimiento de agua potable en la alcaldía

Los principales problemas en el abastecimiento de agua potable en la alcaldía Magdalena Contreras, están determinados por la fisiografía del relieve (el 50% de la población habita en lugares con pendiente superior a 60°) (GDF, 2006), por lo que se requiriere rebombear el agua a los asentamientos o realizar el abastecimiento por medio de pipas. Por otra parte, no se conoce la demanda real de la población y el suministro diario por tanque de almacenamiento (Almeida & Jujnovsky, 2014).

El suministro de agua potable se realiza de manera irregular en 24 de las 53 (45.2%) de las colonias que conforman la alcaldía (IEDF, 2010), a través de tandeos de 3.5 hrs. y 12 hrs. En la alcaldía existen cuatro distintas zonas de sectorización y distribución de agua potable; zona de tandeo, zona de alta presión, zona de infraestructura obsoleta y zona sin servicio (GDF, 2006).

En lo que respecta a servicios públicos, la alcaldía cuenta con un 98% de cobertura de red hidráulica (SACMEX, 2008), sin embargo, el servicio de agua potable sólo atiende a aproximadamente al 81.2% de la población; el 99.1% cuenta con drenaje (conectado a la red pública); el 98.9% con servicio sanitario y el 99.4% cuentan con electricidad (Ver Figura 4.14) (INEGI, 2015).

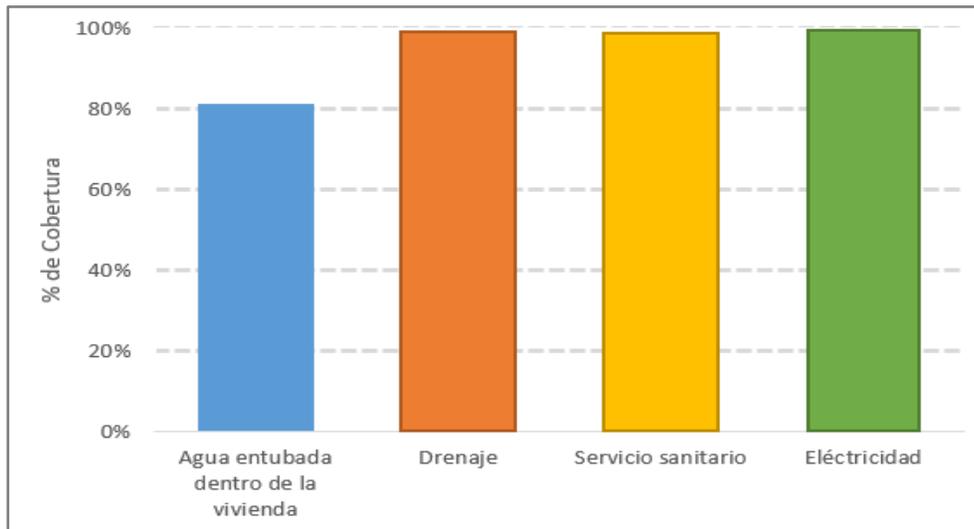


Figura 4.14. Disponibilidad de servicios públicos en la alcaldía Magdalena Contreras.
Fuente: Elaboración propia con datos de INEGI (2015).

Como se mencionó anteriormente, el flujo total empleado para el suministro de agua potable en la alcaldía Magdalena Contreras es de 600 L/s, en la Tabla 4.6 se presenta la cobertura (en horas) del servicio de agua potable por colonia de dicha alcaldía.

Tabla 4.6. Cobertura en el servicio de agua potable por colonia en la alcaldía. Fuente: GDF, 2006.

COBERTURA	COLONIAS
24 horas	San Jerónimo Lídice, San Jerónimo Aculco, Héroes de Padierna, San Bartolo Ameyalco, La Malinche, Cuauhtémoc, Barros Sierra, Palmas, El Rosal, El Toro, Potrerillo, Ampliación Potrerillo, Huayatla, Lomas de San Bernabé, Pueblo Nuevo Bajo, Pueblo Nuevo Alto, La Carbonera, Barrio de San Francisco, San Francisco, Barranca Seca, La Cruz, La Concepción, Guadalupe, Pedregal 2, Santa Teresa, U. H. Santa Teresa, Santa Teresa, Conjunto y Residencial Santa Teresa.
12 horas	Las Cruces, El Tanque, Pueblo de San Bernabé Ocotepéc, Atacaxco, Vista Hermosa, Palmas, El Rosal, Pueblo Nuevo Bajo y Magdalena Contreras.
6 horas	El Tanque, el Capulín, Tenango, Ampliación San Bernabé y Tierra Unida.
3 horas	Los Padres, Pueblo de San Bernabé, La Concepción, Cazulco, Pueblo de San Nicolás Totolapan, Rinconada Tabaqueros y Ladera de Chisto.

En lo que respecta a las colonias que carecen del servicio de agua potable, es importante destacar que estas se localizan dentro del suelo de conservación (asentamientos irregulares) o por encima de la infraestructura instalada para el abastecimiento (tanques), lo que ocasiona un costo elevado en su incorporación al sistema de red. Ante esta problemática, la dotación del servicio se realiza mediante hidrantes y camiones cisterna en colonias como Gavillero, Huayatla y El Ocotál. En lo que respecta a la dotación de agua potable en colonias como Tierra Colorada e Ixtlahualtongo, se desarrolla principalmente a través de prestadores particulares con la construcción de cisternas clandestinas o con tomas directas del Arroyo Chichicarpa (GDF, 2006).

De manera puntual, se establece la necesidad de controlar el desarrollo de conjuntos habitacionales (condominios horizontales), en las cercanías al suelo de conservación (a 500 m de la línea de conservación ecológica) dado el efecto de plusvalía que genera sobre zonas no aptas para el desarrollo urbano, así como el incremento de la demanda de agua potable en áreas que actualmente presentan racionalización del servicio de 3 hrs. a 12 hrs. (GDF, 2006) y se propone promover opciones de captación pluvial que permitan el ahorro del recurso durante época de estiaje.

Por otra parte, el servicio de drenaje en la alcaldía es de tipo combinado (conduce agua residual municipal y pluvial), está conformado por una red primaria (24 km) y secundaria (238 km), además, está integrada por 8,000 pozos de visita y 600 coladeras pluviales (GDF, 2006). En lo que respecta a las barrancas Texcalatlaco y Huelcatitla/Carbonero-Oxaixtla, debido a las lluvias extraordinarias, el drenaje fue fracturado por lo que han dejado de contar con este servicio; problemática que incrementa el vertido de agua residual por parte de las colonias El Tanque, San Bartolo Ameyalco, Los Cedros y Héroes de Padierna, así como de los asentamientos de Tierra Colorada, Ixtlahualtongo y Gavillero a cuerpos de agua superficial (Jujnovsky & Almeida-Leñero, 2010).

En efecto, las fuentes subterráneas y superficiales de agua han sido objeto de uso irracional, lo cual ha ocasionado abatimiento del nivel, deterioro de la calidad del recurso y se ha incrementado la vulnerabilidad del acuífero por contaminación antropogénica. El principal problema en la demarcación es la descarga directa de agua residual (mezclada con agua de lluvia) y residuos sólidos urbanos en las barrancas (Texcalatlaco, El Carbonero) y corrientes hidrológicas (Río Magdalena). Por ello, para tratar de remediar estos problemas es necesaria la protección de los ecosistemas de la alcaldía e implementar el funcionamiento y operación de Plantas de Tratamiento de Aguas Residual, así como la separación del agua pluvial de la residual, el cumplimiento de la normatividad vigente aplicable, entre otras acciones encaminadas a la recuperación de la calidad del agua destinada a uso y consumo humano (CNF, 2015).

Para el tratamiento del agua residual generada en la alcaldía se cuenta con dos Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) cuya capacidad de tratamiento total es de 15 L/s con nivel de tratamiento secundario (operan de manera intermitente debido a la falta de operadores) lo que incrementa el nivel de tratamiento que la alcaldía desarrollaba mediante la sedimentación de sólidos en las Presas Anzaldo y Texcalatlaco (Almeida-Leñero, *et al.*, 2007). Se propone elaborar los proyectos de incorporación de PTAR como una parte de equipamiento básico urbano en la propuesta de construcción controlada en la alcaldía.

4.6 PLANTA POTABILIZADORA RÍO MAGDALENA I

La Planta Potabilizadora Río Magdalena tiene una antigüedad de 40 años. Fue diseñada para potabilizar 200 L/s de agua proveniente del Río Magdalena que se ubica en los 19°14'30" longitud norte y los 99°17'30" longitud oeste en la Ciudad de México (Legorreta, 2009). Inicialmente, la PP Río Magdalena operaba de manera automatizada y contaba con un laboratorio de calidad de agua, pero este dejó de funcionar cuando el Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACMEX) centralizó el control de la calidad en un Laboratorio Central. La PP no ha sufrido modificaciones o remodelaciones en los procesos y operaciones unitarias que la conforman o la

implementación de nuevas tecnologías a pesar de que la calidad del influente ha variado en el tiempo, tal es el caso del valor del pH que a lo largo de aproximadamente 40 años se ha incrementado de 6.9 a 7.8 unidades, así mismo el incremento en la concentración de MO debido a la actividad pesquera en la zona. No obstante, recientemente se han realizado cambios en la infraestructura civil de la PP, como es el caso del levantamiento de una barda perimetral en el área captación. Asimismo, se han atendido problemas de mantenimiento como reparación de fugas, bombas, sistemas de iluminación y aplicación de pintura anticorrosiva.

Respecto a la distribución de la PP, esta cuenta con áreas destinadas para el almacenamiento y dosificación de reactivos químicos, sala de operación, cuarto de bombas y galería de tubos, oficinas, pasillos, laboratorio, sanitarios y áreas verdes. El sistema de bombeo de la PP Río Magdalena está integrado por 2 bombas de 15 hp para realizar el retrolavado de los filtros, dos bombas de 5 hp para dosificación de químicos y, por último, 2 bombas de 3 hp para servicios propios de la PP tales como, abastecimiento a muebles sanitarios, laboratorios, etc. Sin embargo, la PP opera por gravedad con un flujo de 210 L/s.

Como se muestra en la Figura 4.15, el caudal es captado río arriba y cuantificado con un medidor tipo Venturi antes de su ingreso a la PP. El proceso de potabilización consiste en un pretratamiento a base de rejillas metálicas que impiden el paso de RSU al proceso y un desarenador de concreto. El agua captada es entubada y conducida a la PP hacia un canal Parshall por una tubería subterránea de acero al carbón de 16" de diámetro. El canal Parshall cuenta con un vertedero de demasías conectado a la red de drenaje. Según las necesidades de la PP basadas en la experiencia de los operadores, en el canal Parshall se realiza el proceso de oxidación química con NaClO cuando se observa que la turbiedad del agua se ha incrementado. Cercano a este punto de dosificación de NaClO, se realiza la dosificación de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulantes, tomando el mismo criterio de observación de turbiedad en el agua. El efluente del canal Parshall es conducido a dos cámaras de floculación para favorecer la aglomeración de las partículas desestabilizadas en el proceso anterior para pasar a dos cámaras de sedimentación a gravedad para la remoción de partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor al del agua. Los lodos químicos son drenados a un colector y son conducidos al drenaje municipal. El agua clarificada es enviada a filtros duales rápidos de flujo descendente, de 4 m de profundidad con 1.20 m de empaque grava-arena-antracita. El agua de retrolavado de filtros es enviada al colector de lodos que conecta con el drenaje de la CDMX y el agua filtrada es drenada por gravedad a un canal de distribución donde se realiza la desinfección con NaClO. Finalmente, el efluente es entubado y enviado al sistema de distribución de agua potable para abastecer a las colonias de la zona poniente de la alcaldía Magdalena Contreras y beneficia a aproximadamente 180,000 habitantes (CONAGUA, 2015).

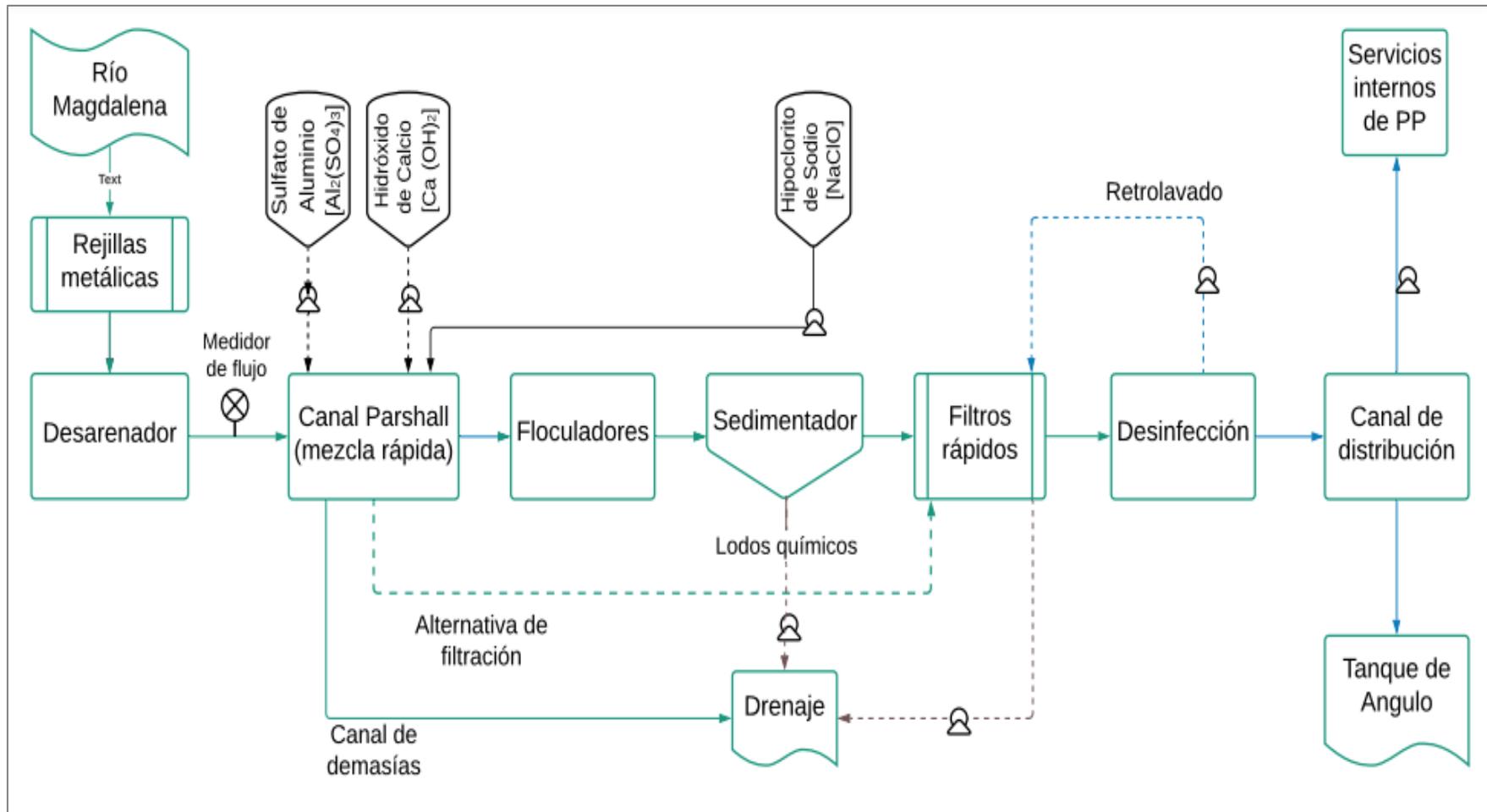


Figura 4.15. Tren de tratamiento de la PP Río Magdalena. Fuente: Adaptado de Cortés, 2020.

4.7 SITUACIÓN DE LOS PROCESOS DE POTABILIZACIÓN

A pesar del monto económico que implica la construcción, mantenimiento y operación de una PP, la evaluación de su eficiencia (calidad del agua, energía empleada, costos, operatividad, entre otros) es ineficiente en gran parte del país, y la PP Río Magdalena no es la excepción, lo que ha provocado el no cumplimiento con el principal objetivo de abastecer a la población con agua de calidad y en cantidad; se busca lograr un uso sostenible de los recursos hídricos conforme a lo establecido en el artículo 16 de la Constitución Política de la CDMX y el cumplimiento de la NOM-127-SSA1-1994.

El deterioro de la calidad del agua en el sistema de abastecimiento de la ciudad puede deberse a varios factores de riesgo que es preciso atender para asegurar la calidad del agua que reciben los usuarios; estos factores pueden agruparse en: a) migración de contaminantes de origen natural y/o antropogénico en las fuentes de abastecimiento y en las barreras con las que cuenta el sistema de potabilización, b) procesos y operaciones unitarias de potabilización inadecuados (baja eficiencia de remoción de contaminantes, baja eficiencia energética, fallas en el diseño y operación, así como falta de mantenimiento preventivo y correctivo), c) insuficientes recursos económicos para su operación, y d) otros factores que influyen en la vigilancia y control de la calidad del agua en el sistema.

En años anteriores y de manera generalizada, los diseños de PP's se realizaban de manera que el resultado fuera el sobredimensionamiento de éstas. Por un lado, esta práctica ha permitido el funcionamiento continuo de los sistemas más allá de su periodo de diseño, sin embargo, se tiene la desventaja de que estos trabajan con baja eficiencia energética, generando gastos innecesarios en la planta. Además, el avance tecnológico ha permitido el desarrollo de sistemas de menor consumo energético, por lo que se debe realizar un diagnóstico de los procesos de potabilización basado en la operación, mantenimiento, eficiencia de estos, así como la implementación de nuevas tecnologías.

Otro aspecto importante por abarcar es la falta de tratamiento a los lodos químicos que se generan dentro de las PP, que en la mayoría son descargados al alcantarillado sin tratamiento. Sin duda, esta es un área que requiere la creación y puesta en marcha de proyectos de manejo y aprovechamiento de los residuos generados en el tratamiento de potabilización del agua.

4.8 CALIDAD HISTÓRICA DEL AGUA EN LA PP RÍO MAGDALENA 1

En México, el apartado de calidad del agua ha sido un aspecto considerado en segundo término después del volumen de agua a abastecer; atendiendo, en parte, la demanda social de contar con el recurso. La calidad del agua es importante debido a: (a) la estrecha relación con la salud humana; (b) efectos que provoca sobre el ambiente y que se reflejan en el sector económico del país (básicamente en la producción y distribución de alimentos) y (c) costo que la sociedad paga por el servicio de agua potable de calidad acorde a la modificación de la NOM-127-SSA1-1994 (León & González, 1992).

El concepto de calidad del agua es un término abstracto (Jiménez, 2001), adquiere sentido susceptible de ser medido cuando se asocia el agua a un uso determinado, y a partir de ello se establecen parámetros y valores que se deben cumplir. Así, al comparar la composición del agua con los requisitos definidos se puede establecer si el agua cumple con la normatividad nacional aplicable. Derivado de lo anterior, se establecen diversos parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y radioactivos de calidad que el agua debe cumplir en función de su uso final. A nivel de los servicios públicos, la calidad de agua es relevante en dos ámbitos: el de las fuentes de abastecimiento, así como la del agua potable suministrada a su usuario final (Jiménez, *et al.*, 1998).

Las principales fuentes de abastecimiento de agua del país para diversos usos son superficiales y subterráneas (CONAGUA, 2018) y debido a la densidad poblacional en ciudades como Ciudad de México, Guadalajara y Monterrey el aseguramiento de la calidad y disponibilidad del agua es un desafío (Brennan, *et al.*, 1999 y Gleick, 2004). En la actualidad, la Ciudad de México requiere 59.96 m³/s de agua potable, de los cuales el 75% se suministra mediante extracción de fuentes subterráneas y el 25% proviene de fuentes superficiales (principalmente el Río Magdalena). El 14% de esta agua se importa del sistema Cutzamala, y el 5.4% es agua subterránea importada de la región de Lerma (Sheinbaum, 2008).

El caso de estudio presentado en esta investigación es el de la subcuenca del Río Magdalena, es reconocida como una de las cuencas hidrográficas de mayor relevancia ya que proporciona agua superficial a la Ciudad de México (200 L/s) (GDF, 2006), en específico a la alcaldía Magdalena Contreras, además de ser el único río vivo de la ciudad (Jujnovsky, 2006). Por ello, el monitoreo de la calidad del agua del río es de relevancia para el control y vigilancia de parámetros fisicoquímicos y biológicos de interés y con ello el aseguramiento de la calidad del agua que es captada, potabilizada y posteriormente distribuida a los usuarios, además de proporcionar información acerca de la eficiencia de la PP Río Magdalena 1 (Jujnovsky & Almeida-Leñero, 2010).

La Figura 4.16 se muestran de manera resumida y ordenada los datos oficiales sobre la evaluación de calidad del agua para parámetros fisicoquímicos como calcio, cloruros, color, fluoruros, magnesio, pH, potasio, sodio, sulfatos y turbiedad en el influente (Inf PP RM 1) y efluente (Efl PP RM 1) de la PP Río Magdalena 1 entre los años de 2018 y 2019, realizándose ocho muestreos en cada punto. Se observa que en ningún parámetro se rebasa lo establecido en la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 para ambos puntos de muestreo.

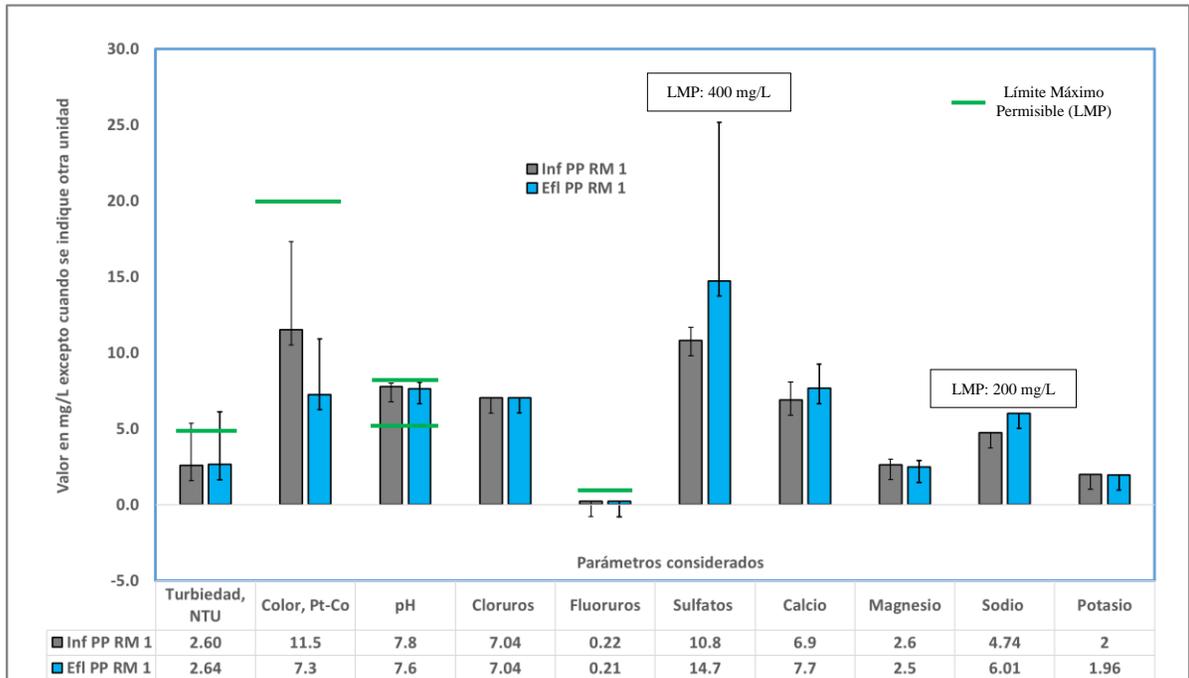


Figura 4.16. Calidad histórica del influente y efluente de la PP Río Magdalena 1 para parámetros como calcio, cloruros, color, fluoruros, magnesio, pH, potasio, sodio, sulfatos y turbiedad.

La composición fisicoquímica y microbiológica presentada en la Figura 4.17 sugirieren que la calidad del agua en ambos puntos de muestreo se encuentra dentro de los límites establecidos por las Regulaciones Ambientales Mexicanas, Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000) y las pautas sobre calidad del agua (CONAGUA, 2005), por lo que el agua captada del Río Magdalena puede ser utilizada para uso y consumo humano, con un tratamiento previo de desinfección (DOF, 2000). Sin embargo, en la obra de captación la concentración de Coliformes Fecales (CF) y Coliformes Totales (CT) excedieron los niveles para consumo humano permitidos por las regulaciones ambientales mexicanas, NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000).

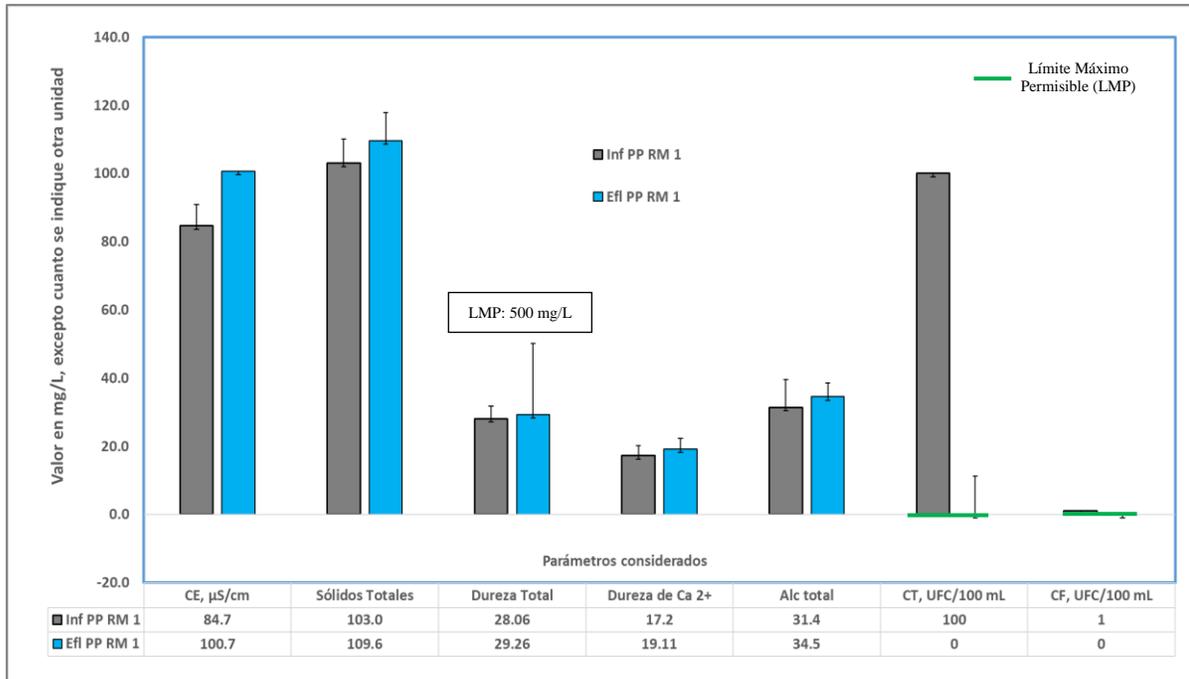


Figura 4.17. Calidad histórica del influente y efluente de la PP Río Magdalena 1 para parámetros como alcalinidad total, coliformes totales y fecales, conductividad eléctrica, dureza al Ca^{2+} , dureza total y sólidos totales.

De acuerdo con las pautas de calidad del agua de la CONAGUA (2015) y de la *Environmental Protection Agency* (EPA) de EE. UU para parámetros N-NH_3 , N-NO_3 , N-NO_2 y SAAM (ver Figura 4.18) el agua captada y potabilizada en la PP Río Magdalena 1 puede emplearse para fines de uso y consumo humano, ya que registraron concentraciones menores a los establecido en la NOM-127-SSA1-1994 para dichos parámetros. En cuanto a los resultados presentados para N-NH_3 en las muestras de agua analizadas se encontró una concentración menor de 0.5 mg/L, la cual está por debajo de la concentración máxima establecida en la norma mexicana, dicha concentración se piensa que es debido a la localización de la obra de captación de la PP Río Magdalena 1 ya que no existe crecimiento de algas o descargas de agua residual doméstica (Jujnovsky, 2006).

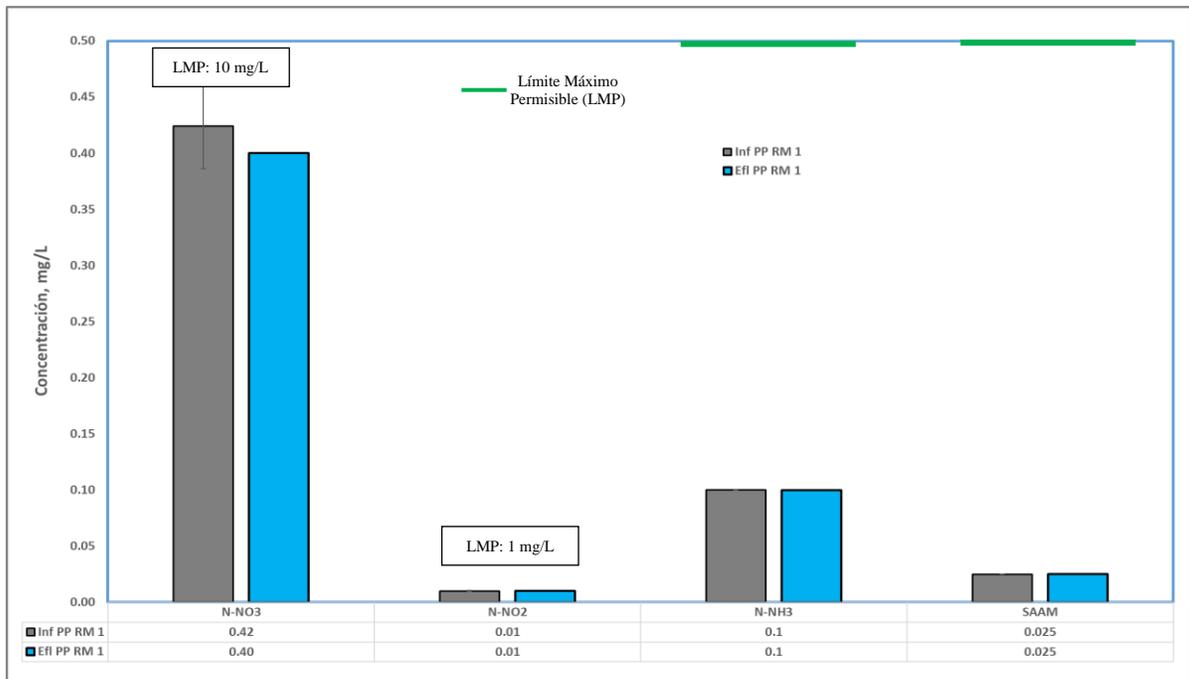


Figura 4.18. Calidad histórica del influente y efluente de la PP Río Magdalena 1 para parámetros N-NH₃, N-NO₃, N-NO₂ y SAAM.

La Figura 4.19 muestra las concentraciones obtenidas en los años de 2018 y 2019 para metales pesados en el influente y efluente de la PP Río Magdalena 1, se observa que para todos los metales se encuentran dentro del Límite Máximo Permissible (LMP) estipulado en la NOM-127-SSA1-1994 y por ello se considera como una fuente de abastecimiento segura para uso y consumo humano (Almeida-Leñero, *et al.*, 2007). La PP no es eficiente en la remoción de dichos metales debido a que no cuenta con procesos como adsorción u ósmosis inversa (CONAGUA, 2014).

Concentraciones de metales esenciales que incumplan los LMP de la normatividad aplicable pueden ocasionar daños a la salud. El cobre, cromo, manganeso, selenio y zinc son algunos de los oligoelementos esenciales para la vida, además de los metales esenciales, el agua potable puede contener metales tóxicos que pueden causar una serie de enfermedades en el ser humano (Calderón, 2000). Estos metales se caracterizan por tener efecto bioacumulativo y en concentraciones superiores a las recomendadas han sido asociados con daños en el sistema nervioso central y periférico (Banks, *et al.*, 1999; Viaene, *et al.*, 1999), renal (Costa, 1998), hematopoyético (Fu, *et al.*, 1999) y esquelético (Staessen, *et al.*, 1999), algunos también presentan efectos carcinógenos (Costa, 1998). La gravedad de tales daños depende de la concentración y tiempo de exposición a dichos elementos.

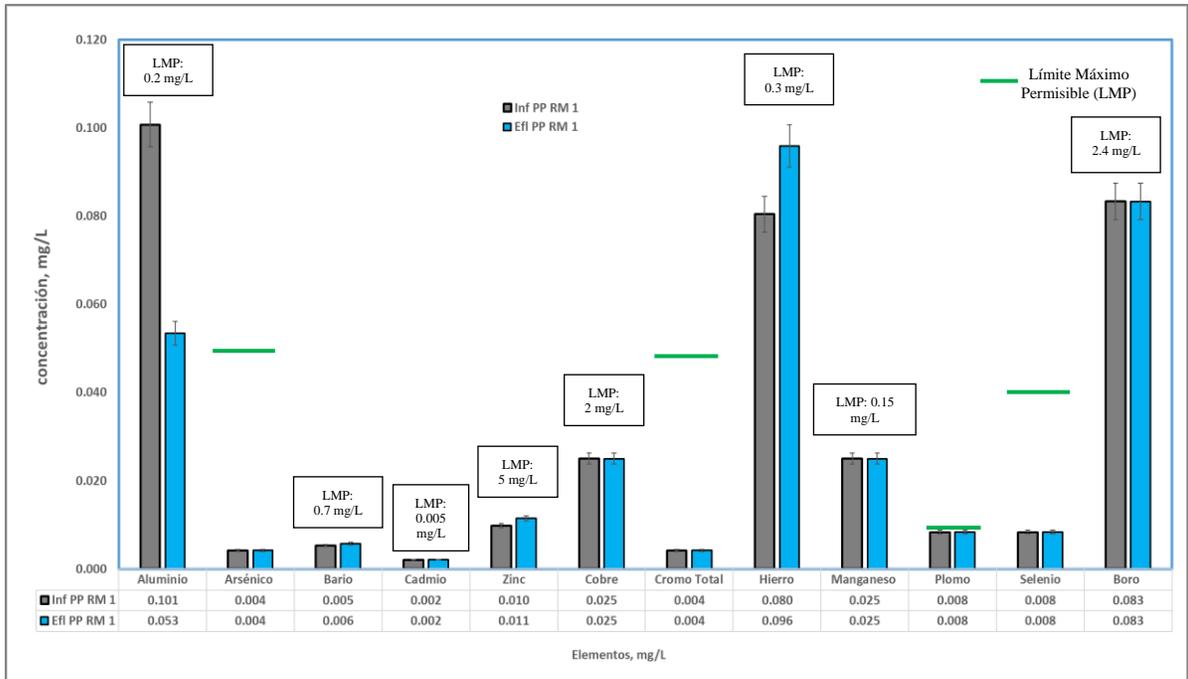


Figura 4.19. Calidad histórica del influente y efluente de la PP Río Magdalena 1 para metales pesados.

5. METODOLOGÍA

La metodología comprende cuatro etapas que incluyen:

Primera etapa – Revisión bibliográfica

Tuvo como fin la revisión bibliográfica en informes, libros, reportes y revistas especializadas con el objetivo de ampliar el marco de referencia sobre distribución, medición y análisis del tamaño de partícula en agua potable, técnicas analíticas de calidad del agua, procesos y operaciones unitarias empleados en la PP Río Magdalena y situación actual de la misma, así como la calidad histórica del agua potabilizada en dicha PP, tanto del influente como de su efluente.

Segunda etapa – Muestreos y caracterización de las muestras

Se realizaron nueve muestreos para el monitoreo de la calidad del agua en la temporada de estiaje, durante los meses de diciembre de 2019 a febrero de 2020, para el influente, oxidación química y desinfección (las unidades de coagulación, floculación y sedimentación se encontraban fuera de operación en dicho período) y efluente, mientras que, en la temporada de lluvia se realizaron cuatro muestreos en el mes de agosto de 2021 en los mismos sitios que en la temporada de estiaje y se adicionaron los procesos de coagulación – floculación, sedimentación y filtración. Se determinaron algunos parámetros establecidos en la NOM-127-SSA1-1994, tales como: color aparente y verdadero, dureza total, coliformes totales y fecales, entre otros. Paralelamente se determinaron la alcalinidad total, Carbono Orgánico Total (COT), conductividad eléctrica, Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la DTP que fue determinada mediante la técnica de corriente eléctrica (método Coulter) con el equipo Coulter Counter® Miltisizer III.

Tercera etapa – Análisis de los datos generados

Se desarrollaron correlaciones en términos de número o volumen de las partículas con algunos parámetros determinados en la segunda etapa, basándose en pruebas estadísticas. Lo que permitió evaluar los factores involucrados en la correcta operación del sistema de potabilización y de esta manera el aseguramiento de la calidad del agua. Se realizará el diagnóstico de cada una de las barreras que componen el sistema de potabilización, tomando como base aspectos operativos y técnicos para su posterior corrección. Así mismo, se aplicó un algoritmo de cálculo (ICAST) desarrollado por Stoner (1978) para la evaluación de la calidad del agua potabilizada en la PP Río Magdalena 1.

Cuarta etapa – Propuesta de condiciones de operación

Consiste en la propuesta de tamaño y número de las partículas los cuales debe presentar el efluente del sistema de potabilización para garantizar agua de calidad acorde a la normatividad. Ello con el fin de fortalecer el abastecimiento de agua a la población. La Figura 5.1 muestra de manera resumida la estrategia general de trabajo que se seguirá durante este trabajo de investigación.

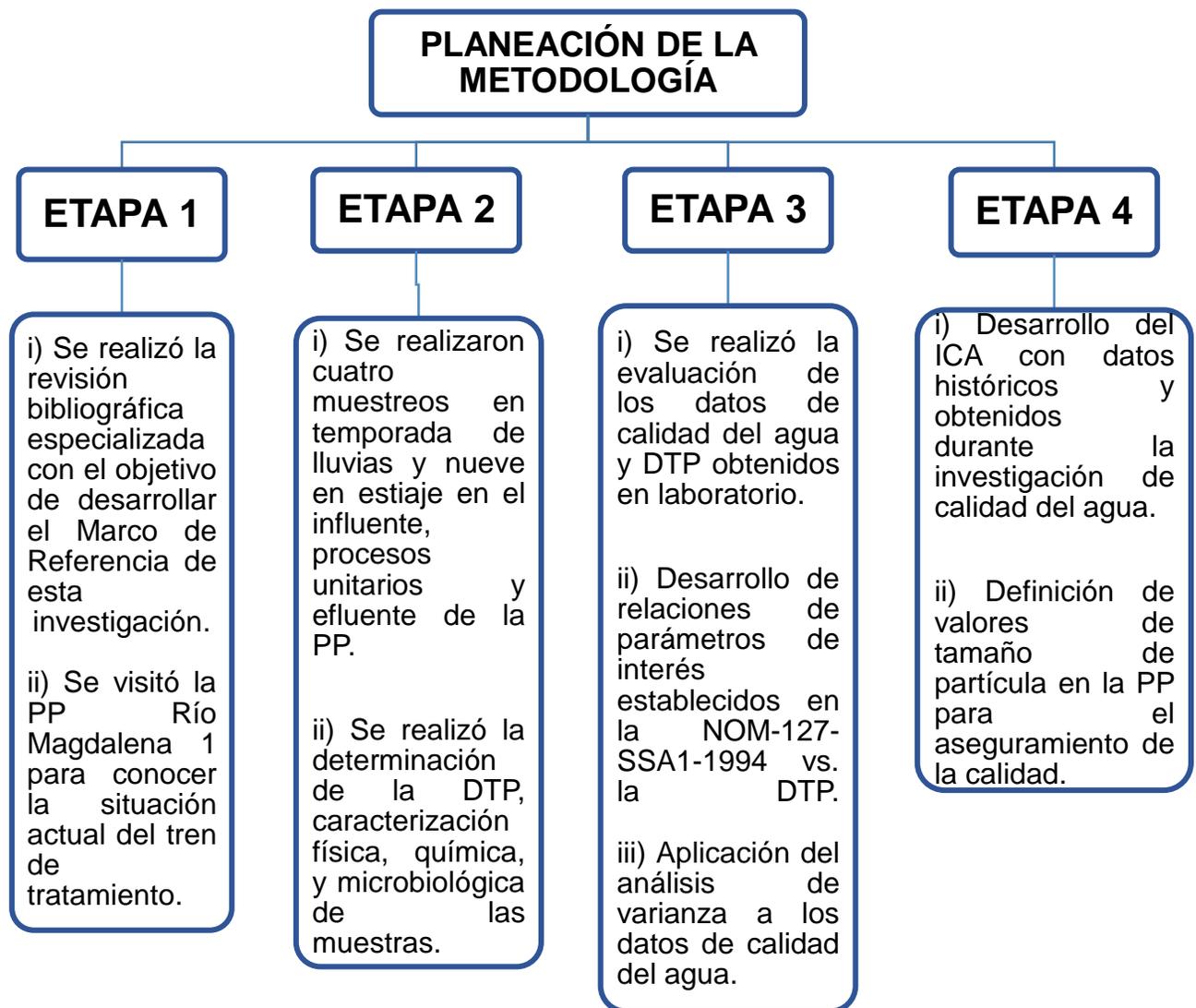


Figura 5.1. Esquema general de trabajo propuesto para esta investigación. Fuente: Elaboración propia.

5.1 SITIOS DE MUESTREO

Como se ha mencionado, el Río Magdalena nace en las estribaciones de los cerros Palma, San Miguel, Cochinos, Coconetla entre los más importantes, a una elevación aproximada de 3,650 msnm; tiene un curso en dirección NE y un cauce de longitud aproximada de 21,600 m (Álvarez, 2000). Los suelos son de origen volcánico (andosol húmico), permeables y susceptibles a erosionarse (Jujnovsky, 2006).

Debido a el gradiente altitudinal que se presenta en la cuenca, existen dos tipos de clima, en la parte urbana y hasta los 3,050 msnm se presenta el clima templado subhúmedo y en la parte con altitud entre 3,100 msnm a 3,800 msnm el clima es semifrío (García, 1988). La precipitación en la cuenca es de 1,000 mm en la parte baja y de 1,500 mm en la zona de mayor altitud. La temporada de lluvia corresponde a los meses de mayo a octubre, en estos, la precipitación es mayor a la evapotranspiración. En el verano, la temperatura media anual oscila entre 10°C a 14 °C, siendo los meses de mayor temperatura abril, mayo y junio (Almeida-Leñero, *et al.*, 2007).

5.1. Muestreo en temporada de estiaje

En el desarrollo de esta investigación se monitoreó la variabilidad de la DTP y de la calidad del agua en temporada de estiaje para el desarrollo de relaciones entre el volumen de las partículas y parámetros fisicoquímicos y microbiológicos críticos en el aseguramiento de la calidad del agua abastecida al usuario final. Para estiaje, los sitios de muestreo comprenden tres distintos puntos, el primero, ubicado en la obra de captación (influyente o entrada) de la PP Río Magdalena 1 localizada en el Primer Dinamo con coordenadas de georreferencia 19° 17' 17.1" N y 99° 15' 58.9" WO. Dicho sitio se presenta en la Figura 5.2.



Figura 5.2. Sitio de muestreo localizado en la obra de captación de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.

El segundo sitio de muestreo se localiza en el proceso de oxidación química con NaClO llevado a cabo en un canal Parshall (ver Figura 5.3). Debido a que las unidades de coagulación, floculación y sedimentación se encontraban fuera de operación durante el período de muestreo (filosofía de operación de la PP) únicamente fue posible la toma de muestras en este punto.



Figura 5.3. Toma de muestras en el proceso unitario de oxidación química de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.

Por último, el tercer punto se localiza en el efluente de la PP donde se realiza la desinfección teórica con NaClO (ver Figura 5.4), en este caso en particular corresponde al punto previo al envío del agua potable hacia al tanque Reinaco.



Figura 5.4. Toma de muestras en efluente de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.

5.2. Muestreo en temporada de lluvia

Por otro lado, en la temporada de lluvia se monitorearon los mismos tres sitios de la temporada de estiaje (debido a la filosofía de operación de la PP), pero además los tres procesos que corresponde a los tanques de floculación que se muestran en la Figura 5.5. El quinto sitio se localiza en los tanques de sedimentación (ver Figura 5.6). Y por último, el sexto sitio corresponde a los filtros rápidos de arena (ver Figura 5.7).



Figura 5.5. Sitio de muestreo en los tanques de floculación de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.



Figura 5.6. Quinto sitio de muestreo localizado en los sedimentadores de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.



Figura 5.7. Sexto sitio de muestreo localizado en los filtros rápidos de la PP Río Magdalena 1. Fuente: Elaboración propia.

Cabe mencionar que los muestreos en temporada de estiaje se realizaron de manera sistemática y ordenada, dos veces por semana (lunes y miércoles), a la misma hora de inicio (9 a.m.) durante los meses de diciembre de 2019 a febrero de 2020, resultando un total de nueve muestreos. Por otra parte, los muestreos en temporada de lluvia se realizaron durante el mes de agosto 2021 (9, 19, 22 y 26 de agosto) a las 9 a.m de hora de inicio, resultando cuatro muestreos, este horario fue establecido con base en las facilidades proporcionadas por el organismo operador de la Ciudad de México (SACMEX).

El volumen de muestra recolectado fue de 2 L el cual corresponde al mínimo necesario para la caracterización fisicoquímica, microbiológica, así como para la determinación por triplicado de la DTP. Las muestras fueron depositadas en recipientes de polietileno previamente lavados con agua destilada Tipo I (ver Figura 5.8) e inmediatamente después se preservaban en hielo.



Figura 5.8. Lavado de recipientes contenedores de las muestras recolectadas. Fuente: Elaboración propia.

5.1.1 Determinaciones en campo

Se contó con formatos de cadena de custodia de las muestras recolectadas en los cuales se registraban datos para la identificación de estas entre las que se incluyeron el lugar, la fecha y hora del muestreo, así como observaciones específicas de las muestras tomadas. Después de coletar las muestras de 2 L se procedió a la determinación de parámetros *in situ* como cloro libre residual y total, conductividad eléctrica, Oxígeno Disuelto (OD), pH y turbiedad (ver Figura 5.9) para los tres sitios de muestreo.



Figura 5.9. Determinación de parámetros *in situ* en las muestras recolectadas. Fuente: Elaboración propia.

Para la determinación de parámetros microbiológicos las muestras fueron colectadas en bolsas de polímero de la marca Nasco modelo Whirl – Pak® ya que contienen $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ para inhibir el efecto del NaClO como desinfectante en las muestras, el volumen para dicha determinación constó de 100 mL (ver Figura 5.10).



Figura 5.10. Bolsas de polímero para el muestreo de parámetros microbiológicos.
Fuente: Elaboración propia.

Los recipientes y bolsas con contenido de muestras fueron transportados en una hielera a 4°C para su posterior caracterización en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA) del Instituto de Ingeniería – UNAM. No fue necesario emplear un método de preservación de muestras debido a la distancia entre los sitios de muestreo con el laboratorio (14 km), además de que la determinación de la DTP, así como la caracterización fisicoquímica y microbiológica se realizaba de inmediato al llegar a las instalaciones del laboratorio.

5.1.2 Métodos empleados para la caracterización de las muestras

Los métodos y técnicas empleadas en esta investigación para la caracterización de las muestras recolectadas se presentan en la Tabla 5.1, es de relevancia mencionar que para todos los sitios de muestreo se determinaron los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos mostrados en dicha Tabla. Así mismo, se realizó la medición del tamaño y distribución de las partículas con el propósito de desarrollar relaciones con los parámetros de interés.

Tabla 5.1. Métodos y técnicas empleadas en esta investigación para la caracterización de las muestras.

PARÁMETRO	UNIDADES	MÉTODO	TÉCNICA
Físicoquímicos			
Absorbancia UV ₂₅₄	cm ⁻¹	Espectrofotometría	Compuestos Orgánicos Absorbentes de UV, APHA (5910)
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /L	Volumetría	NMX-AA-036-SCFI-2001
Carbono Orgánico Total (COT)	mg/L	Digestión	Digestión de Reactor, HACH (10129)
Cloro Libre Residual	mg/L	Colorimetría	DPD, HACH (8021)
Cloro Total	mg/L	Colorimetría	DPD, HACH (10070)
Color aparente y verdadero	U Pt/Co	Espectrofotometría	NMX-AA-045-SCFI-2001
Conductividad eléctrica	µs/cm	Conductimetría	NMX-AA-093-SCFI-2000
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	Digestión	Digestión de Reactor, HACH (8000)
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	Volumetría	NMX-AA-072-SCFI-2001
Oxígeno Disuelto	mg/L	Electrométrico	NMX-AA-012-SCFI-2001
pH	Unidades de pH	Potenciometría	NMX-AA-008-SCFI-2016
SDT	mg/L	Gravimétrico	NMX-AA-034-SCFI-2015
Turbiedad	UTN	Tubidimetría	NMX-AA-038-SCFI-2001
Microorganismos			
Coliformes Fecales y Totales	UFC/100 mL	Colorimetría	SimPlate® Total Plate Count

En la determinación de la Distribución de Tamaño de Partícula se empleó la técnica de corriente eléctrica (método Coulter), se utilizó un equipo Coulter Counter® Miltisizer III de la marca Beckman – Coulter (ver Figura 5.8), se determinaron parámetros como concentración, distribución, número y tamaño de las partículas mediante el uso de dos tubos con aperturas de 30 µm y 100 µm, esto para cubrir el intervalo de tamaño correspondiente a partículas coloidales y supracoloidales. El intervalo de resolución de

este equipo es determinado por el tamaño de apertura que se utilice, corresponde entre 2 – 60% del diámetro de ésta.

Los diámetros de apertura se eligieron debido a que proporcionan la resolución del tamaño de las partículas, generalmente, presentes en muestras de agua potable. En el caso de fuentes de abastecimiento superficiales se suelen utilizar aperturas de diámetro de 30 μm ó 100 μm (Reynolds, *et al.*, 2010), cada apertura del equipo se calibró utilizando estándares de microesferas siguiendo la metodología establecida por el fabricante.

La solución electrolítica utilizada fue NaCl al 0.9% m/v, con base en lo recomendado por Allen (1997) y Beckman – Coulter (2018), dicha solución también fue empleada para disminuir la concentración de las muestras de agua a analizar hasta un intervalo adecuado para el funcionamiento del equipo (máximo 10% v/v de concentración en las muestras), así mismo, posee la capacidad de conducir la energía eléctrica (Beckman-Coulter, 2010), por ello, fue filtrada previamente en una membrana de diámetro de poro de 0.22 μm . Las determinaciones de tamaño de las partículas se realizaron por quintuplicado con un volumen de muestra de 50 μL (ver Figura 5.11).



Figura 5.11. Determinación de la DTP en las muestras recolectadas. Fuente: Elaboración propia.

Para determinar el tamaño de partícula en el contador de sensor eléctrico se llevó a cabo el siguiente procedimiento:

- Estandarizar las curvas de los tubos de 30 μm y 100 μm de diámetro; para ello se emplearon soluciones estándar de 3 μm y 10 μm , respectivamente, de diámetro nominal de partícula.

- Determinar el coeficiente de variación para cada tubo empleado.
- Añadir el volumen necesario de solución electrolítica (isotón) en la copa específica del equipo y agregar un volumen de muestra conocido.
- Agitar la muestra suavemente y de manera continua dentro del dispositivo de medición.
- Abrir la llave de paso para iniciar el conteo de las partículas con volumen de muestra de 50 μL .
- Finalmente, enviar los datos generados a la memoria de la computadora una vez que sean mostrados en la pantalla de la PC.

En la Tabla 5.2 se presentan las condiciones de operación para el equipo Coulter Counter® Miltisizer III empleado en esta investigación para el conteo y análisis de las partículas en las muestras recolectadas.

Tabla 5.3. Condiciones de operación establecidas para el equipo Coulter Counter® Miltisizer III empleado para el conteo de las partículas en las muestras recolectadas.

CONDICIÓN DE OPERACIÓN	UNIDADES	VALOR DE LA APERTURA	
		30 μm	100 μm
Volumen analítico	μL	50	
Constante de calibración (Kd)	-	41.548	120.12
Corriente	μA	400	
Ganancia	-	8	
Corridas	-	5	
Tamaño de señal	μm	0.738	
Flujo	$\mu\text{L/s}$	3.4	
Resistencia	$\text{k}\Omega$	66.3	

Como se mencionó, el principio Coulter es aceptado como un método estándar para la determinación y análisis de la DTP en sistemas acuáticos. Es preciso, se calibra fácilmente con estándares conocidos y genera mediciones del diámetro de las partículas de alta resolución. Además, es posible determinar diversos tamaños de partícula de una muestra de agua, lo que permite generar análisis estadísticos minuciosos (Reynolds, *et al.*, 2010). Sin embargo, similar a técnicas microscópicas,

existe la posibilidad de que el esfuerzo de corte ejercido en la apertura pueda ocasionar la ruptura de algunos agregados de partículas, lo que generará una alteración en la DTP de las muestras (McCave, 2014).

5.1.3 Método de análisis de datos

Se planteó realizar un análisis de la varianza con una cola que permita contrastar los parámetros determinados en esta investigación y citados en la modificación a la NOM-127-SSA1-1994, así como absorbancia UV_{254} , alcalinidad total, conductividad eléctrica, color aparente, COT, DQO y DTP, con la hipótesis nula (H_0), en la que se establece que no existe diferencia significativa con un nivel de confianza del 95% entre la calidad del agua de entrada, con respecto a su salida en cada etapa del sistema de potabilización, frente a la hipótesis alterna (H_1), la cual establece que existe diferencia significativa entre la calidad del agua a la entrada, con respecto a su salida en cada etapa del sistema de potabilización.

Se utilizó una prueba de hipótesis de F_{Fisher} para verificar si existen diferencias estadísticamente significativas en la remoción de los contaminantes en los tratamientos que conforman el sistema de potabilización, para más detalle (ver Anexo 1). Se empleó un ANOVA ya que se tienen muestras de 80 datos ($n = 80$), con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

5.1.4 Aplicación del Índice de Calidad del Agua

Para el desarrollo de este apartado se utilizó la adaptación del índice de Stoner para agua consumo y uso humano (Stoner, 1978). Se seleccionó esta metodología de tipo convencional debido a que este índice fue diseñado y se ha aplicado en la evaluación de la conveniencia de fuentes para abastecimiento público (Abbasi & Abbasi, 2012). Este índice fundamenta su formulación en los cuatro pasos anteriormente mencionados (selección de parámetros, transformación de diferentes unidades a una escala común, asignación de pesos relativos y agregación de subíndices a una puntuación final).

Para desarrollar una base de sustento para este índice se adoptaron dos criterios. El primero fue, que el valor generado por el índice para una fuente determinada debe ser comparable al valor desarrollado a partir de una fuente diferente. El segundo criterio fue que el valor generado debería representar la “aptitud” del agua para un uso específico. Estos criterios difieren de otros índices ya en que la mayoría de índices desarrollados únicamente se evalúan fuentes de agua en términos de calidad general, independientemente de su uso final (Stoner, 1978).

Los parámetros para el desarrollo de esta investigación fueron seleccionados en función de su potencial peligro a la salud humana, efectos estéticos y económicos significativos, así como factores que incidan en que el agua sea indeseable para la mayoría de los consumidores, respetando la propuesta original del autor. Acorde con Stoner (1978) los parámetros se seleccionaron con la premisa de que el índice se aplicaría a agua sometida a un proceso de potabilización, por ello, estos parámetros de calidad se pueden clasificar en dos grupos, Tipo I y Tipo II, conforme afectan el uso final del agua. El primer grupo o propiedades de Tipo I son las que normalmente se consideran tóxicas a bajas concentraciones ($\mu\text{g/L}$ o menor), normalmente metales pesados o plaguicidas. Otra característica de Tipo I es que indican un peligro significativo para la salud humana cuando exceden los LMP de cada país. Si se dispone de información relacionada a efectos de diversas concentraciones tóxicas de una propiedad Tipo I, se tratará como una propiedad de Tipo II.

Para esta investigación se emplearán algunos metales pesados monitoreados por el SACMEX y bacterias coliformes totales debido a que son un indicador específico de contaminación y a que no se determinan plaguicidas. Los datos de calidad del agua del efluente de la PP Rio Magdalena 1 fueron proporcionados por el organismo operador antes mencionado y para su tratamiento fueron divididos en época de estiaje (del año 2010 a 2019, realizando 36 muestreos) y temporada de lluvias (del año 2011 a 2019, realizando 19 muestreos). La Tabla 5.4 muestra los parámetros y el LMP que se empleó.

Tabla 5.4. Parámetros de Tipo I seleccionados para el desarrollo del ICAST con unidades y LMP conforme a la modificación a la NOM-127-SSA1-1994.

PARÁMETROS DE TIPO I	UNIDADES	LMP
Aluminio	mg/L	0.20
Arsénico	mg/L	0.025
Bario	mg/L	0.70
Cadmio	mg/L	0.005
Cloro libre residual	mg/L	0.2 – 1.5
Cobre	mg/L	2.00
Coliformes totales	col/100 mL	0.00
Cromo total	mg/L	0.05
Plomo	mg/L	0.01
Zinc	mg/L	5.00

El algoritmo de cálculo para las propiedades de Tipo I, esencialmente, es un sistema *go* o *no – go*. Se asume que, si la concentración es igual o menor que la concentración

del límite no habrá efecto en el ICA, mientras que, si la concentración es mayor que el límite, habrá un impacto significativo. Básicamente, un valor positivo del ICAST representa un agua adecuada para consumo y uso humano, si una propiedad de Tipo I que excede la concentración límite en el ICAST debería ser tal que no pueda ser mayor que cero (si más de una propiedad excede el límite, el agua será menos apta para su uso, y, por lo tanto, es permitido que efectos individuales sean aditivos).

A las propiedades de Tipo I se asignan valores de cero si la concentración es menor o igual que la concentración límite y -100 si se excede la concentración límite recomendada. Por lo tanto, si el valor de al menos una propiedad de Tipo I excede la concentración límite, el valor del ICAST nunca podrá ser mayor que cero. La Ecuación 1 describe el efecto sobre el ICA de las propiedades de Tipo I.

$$\sum_{j=1}^n (T)_j \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde: $(T)_j$ es el valor de la j-ésima propiedad de Tipo I (T , tiene un valor de cero o -100).

Por otra parte, las propiedades de Tipo II son aquellas que afectan las condiciones estéticas del agua como color, olor y sabor, o aquellas que pudiesen hacer que el agua no sea apta para su uso y/o producir efectos nocivos a la salud con concentraciones significativamente altas. Algunos parámetros de Tipo II para suministro público son: color, Cl^- , F^- y SO_4^{2-} .

A las propiedades de Tipo II se les asignan funciones simples para describir su efecto sobre el uso del agua. Para que la suma de las Funciones de Calidad (FC) de las propiedades de Tipo II seleccionadas tiendan a un valor de 100 a medida que las concentraciones respectivas se aproximen a sus valores ideales, por lo que es necesario ajustar las FC, ya que no son igualmente de importantes.

Las FC y el ICA para un agua en límites de concentración recomendados se establecieron arbitrariamente en cero. De esta manera, cuando las FC o el ICA (suma de los efectos individuales), se encuentren en un intervalo de 0 a 100, se puede juzgar que el agua es apta para un uso específico. El índice inicialmente desarrollado contempla trece propiedades específicas, en este estudio se adaptaron a la disponibilidad de datos por parte del SACMEX y de algunos determinados en el LIA – UNAM (véase Tabla 5.5).

Tabla 5.5. Parámetros de Tipo II seleccionados para el desarrollo del ICAST con unidades y LMP conforme a la modificación a la NOM-127-SSA1-1994.

PARÁMETROS DE TIPO II	UNIDADES	LMP	VALOR IDEAL
Cl ⁻	mg/L	250.00	0
Cobre	mg/L	2.00	0
Color Verdadero	U Pt/Co	20	0
F ⁻	mg/L	1.50	0
Hierro	mg/L	0.30	0
Manganeso	mg/L	0.15	0
Na ⁺	mg/L	200.00	0
NO ₂ ⁻	mg/L	1.00	0
NH ₃	mg/L	0.50	0
pH	U de pH	6.50 – 8.50	7
SAAM	mg/L	0.50	0
SO ₄ ²⁻	mg/L	400.00	0
Zinc	mg/L	5.00	0

Antes de ajustar las FC, es necesario clasificar, en términos de importancia relativa, las propiedades de Tipo II seleccionadas. El factor de ajuste de las FC es el FCR (Factor de Clasificación Relativa). La condición límite de la suma de los factores debe ser igual a uno. Es decir:

$$\sum_{i=1}^m (FCR)_i = 1.00 \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde: **(FCR)_i** es el factor de ajuste de la i-ésima propiedad de Tipo II.

Se utilizó el siguiente esquema de cálculo para determinar los valores de los FCR. Si las propiedades se clasifican en orden de rango, entonces:

$$(FCR)_A + (FCR)_B + (FCR)_C + (FCR)_D + (FCR)_E = 1.00 \quad (\text{Ecuación 3})$$

Los respectivos FCR se pueden determinar si a los valores de este factor de B a E se les asignan una función en términos de A (propiedad de mayor rango). Esta técnica se utiliza cuando las propiedades se clasifican en grupos de igual peso; es decir, cuando

a más de una propiedad se le asigna un mismo peso relativo con respecto a la propiedad de mayor rango.

Se procede a determinar una función simple que relacione los valores de concentración con las FC. El producto de los FCR y FC corresponde a la contribución de cualquier propiedad de Tipo II al ICA.

$$\sum_{i=1}^n (FC)_i (FCR)_i \quad (\text{Ecuación 4})$$

Entonces, el ICA para el uso específico de agua de consumo y uso humano es la suma de los efectos de las propiedades Tipo I y Tipo II (véase Ecuación 5).

$$ICAST = \sum_{i=1}^n (FC)_i (FCR)_i + \sum_{j=1}^z T_j \quad (\text{Ecuación 5})$$

Donde: **ICA (A)** es el índice de calidad del agua para un uso específico (A); **n** es el número de propiedades de Tipo II; **z** es el número de propiedades de Tipo I; **(FC)_i** es la función de calidad z-ésima de Tipo II; **(FCR)_i** es el i-ésimo factor de propiedades de Tipo II y **(T)_j** es el valor de la propiedad j-enésima de Tipo I.

Cuando una propiedad de Tipo II excede el límite recomendado como para hacer que un agua no sea apta para su uso previsto, es decir, que el valor del producto de FC y FCR es -100 o un número negativo mayor, se puede argumentar que una propiedad ha alcanzado su máxima concentración y cualquier incremento adicional no modifica que el agua no sea apta. En general, cuanto mayor sea el número negativo, se incrementa la necesidad de un tratamiento de potabilización (Stoner, 1978). A continuación, se describe brevemente la justificación de selección de propiedades de Tipo II con su respectiva FC.

El NH₄-N se seleccionó por su efecto en la eficiencia de la desinfección con NaClO (razón económica), además de ser un indicador de contaminación (riesgo a la salud humana). El límite recomendado es de 0.5 mg/L y la concentración ideal de 0 mg/L. Las concentraciones se expresan como NH₄-N en mg/L. La ecuación lineal para el amoníaco es:

$$FC(NH_4 - N) = 100 - 200x \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde: x es la concentración de NH₄ (mg/L).

Se seleccionó el Cl^- por su efecto en el sabor del agua y por acelerar la corrosión de los sistemas de distribución, así como para representar a los iones y minerales. Generalmente, el Cl^- se asocia con descargas de agua residual y, por lo tanto, a menudo se emplea como una medida del grado de dispersión de estas descargas en cuerpos de agua como arroyos y ríos) (Sutadian, *et al.*, 2018). Además, altas concentraciones de Cl^- pueden influir en que el agua no sea apta para consumo humano. El límite recomendado es de 250 mg/L y la concentración ideal de 0 mg/L. Se desconoce la cinética y termodinámica para describir la velocidad de decaimiento de este parámetro, por lo tanto, se elige una expresión lineal para describir dicha relación. La ecuación empleada es:

$$FC(Cl^-) = 100 - 0.4x \quad (\text{Ecuación 7})$$

Donde: x es la concentración de Cl^- (mg/L).

El color fue seleccionado porque el incremento de este parámetro puede ocasionar que el agua sea estéticamente indeseable. Además, su aumento reduce la eficiencia de resinas de intercambio iónico utilizadas para la remoción de metales pesados. El límite recomendado para color es 75 U Pt-Co y el ideal es 0 U Pt-Co. Se piensa que la inaceptabilidad del agua debido al color incrementa a una rapidez distinta que la expresada por una ecuación lineal, por tanto, se aplica una ecuación parabólica (véase Ecuación 8).

$$FC(\text{Color}) = 100 - 0.078x^2 \quad (\text{Ecuación 8})$$

Donde: x es el valor de color (U Pt-Co).

Se seleccionó Cu debido a que afecta el sabor, acelera la corrosión de tuberías y, a ciertas concentraciones puede causar vómito y/o daño hepático. El límite de concentración recomendado para suministro público de agua es de 2 mg/L, para simplificar el cálculo, se considera que la concentración ideal de cobre es de 0 mg/L. Se eligió una expresión parabólica para este parámetro ya que refleja la degradación del agua debido al sabor por concentraciones superiores a 2 mg/L. La ecuación desarrollada para cobre es:

$$FC(Cu) = 100 - 25x^2 \quad (\text{Ecuación 9})$$

Donde: x es la concentración de Cu (mg/L).

A medida que aumenta la concentración de F^- , se incrementan los efectos fisiológicos, mientras, que bajas concentraciones provocan manchas, astillado en los dientes y defectos esqueléticos. La concentración máxima recomendada de F^- es de 1.5 mg/L. Stoner (1978) estableció la concentración ideal es una décima parte de la

concentración máxima recomendada en lugar de cero, es decir 0.15 mg/L. Debido a que el valor ideal no es cero, se aplica una ecuación parabólica para modelar la relación bilateral de las concentraciones de F^- (véase Ecuación 10).

$$FC (F^-) = 99.85 - 44.37x^2 \quad (\text{Ecuación 10})$$

Donde: x es la concentración de F^- (mg/L).

El Fe afecta el sabor, mancha la ropa y crea depósitos en los sistemas de distribución. Por estas razones, principalmente estéticas y económicas, se eligió. El límite recomendado es de 0.3 mg/L y la concentración ideal es de 0 mg/L. Se seleccionó una ecuación lineal para el hierro (Ecuación 11).

$$FC (Fe) = 100 - 33.33x \quad (\text{Ecuación 11})$$

Donde: x es la concentración de Fe (mg/L).

Se eligió SAAM por su reactividad y producir efectos estéticos indeseables (compuestos insolubles), a formar espuma, además de que disminuyen la eficiencia de remoción de los procesos de coagulación – floculación, sedimentación y filtración. Además de representar al grupo de compuestos orgánicos ya que pueden afectar la biota acuática e impartir sabor u olor, reducir la concentración de OD o reducir la autopurificación de ríos (Sutadian, *et al.*, 2018). El límite recomendado para este parámetro es de 0.5 mg/L y la concentración ideal de 0 mg/L. La ecuación determinada para SAAM es (ver Ecuación 12).

$$FC (SAAM) = 100 - 200x \quad (\text{Ecuación 12})$$

Donde: x es la concentración de SAAM (mg/L).

Se seleccionó NO_2-N debido a su toxicidad, particularmente porque causa metahemoglobinemia en infantes, además de representar al grupo de los nutrientes. Al igual que el NO_3-N , puede indicar la posible presencia de residuos orgánicos o fertilizantes nitrogenados, lo que conduce a problemas de eutrofización y de salud pública (Sutadian, *et al.*, 2018). El límite recomendado NO_2^- es 1 mg/L, la concentración ideal es 0mg/L $NO_2^- -N$. Se eligió una ecuación parabólica porque permite modelar un decaimiento cercano a la realidad en comparación a una ecuación lineal. La ecuación determinada para $NO_2^- -N$ es.

$$FC (NO_2 - N) = 100 - 100x^2 \quad (\text{Ecuación 13})$$

Donde: x es la concentración de NO_2 (mg/L).

Se seleccionó el pH debido a que afecta los procesos de tratamiento de agua y puede contribuir a la corrosión de las líneas de distribución y accesorios de estas. La corrosión puede agregar elementos como cadmio, cobre, hierro, plomo y zinc al agua que será suministrada. Los límites recomendados para pH son 6.5 y 8.5 U de pH, pero por simplicidad, el valor ideal es 7 U de pH. Se eligió una ecuación parabólica para describir su comportamiento bilateral (acidez y basicidad) (ver Ecuación 14).

$$FC (pH) = -1125 + 350x - 25x^2 \quad (\text{Ecuación 14})$$

Donde: x es el valor de pH (U de pH).

La selección del SO_4^{2-} se basó en el aporte de sabor y efectos laxantes. El límite recomendado para el SO_4^{2-} es de 400 mg/L y la concentración ideal es 0 mg/L. La ecuación determinada para el SO_4^{2-} es (Ecuación 15).

$$FC (SO_4^{2-}) = 100 - 0.4x \quad (\text{Ecuación 15})$$

Donde: x es la concentración de SO_4^{2-} (mg/L).

El Zn se seleccionó por su efecto en el sabor del agua en altas concentraciones. Este metal es esencial para metabolismo humano y en la generación de insulina (y otras enzimas). El límite recomendado de concentración máxima en el suministro de agua es de 5 mg/L. Aunque el zinc es esencial, la concentración ideal se establece en 0 mg/L ya que se consume en una concentración adecuada en los alimentos. Se utilizó una ecuación lineal para expresar de manera acertada que concentraciones superiores a 50 mg/L pueden tolerarse durante períodos prolongados de tiempo sin daño. La ecuación determinada es (Ecuación 16):

$$FC (Zn) = 100 - 20x \quad (\text{Ecuación 16})$$

Donde: x es la concentración de Zn (mg/L).

La presencia de Mn en agua aporta olor, color y sabor, en altas concentraciones afecta la capacidad de concentración de las personas y puede provocar movimientos involuntarios, también, afecta el gusto, mancha la ropa y los accesorios de plomería. El límite recomendado es 0.15 mg/L, y la concentración ideal es 0 mg/L. Se eligió una ecuación lineal porque describe la aptitud del agua para uso doméstico, que disminuye a medida que aumenta su concentración (Ecuación 17).

$$FC (Mn) = 100 - 666.66x \quad (\text{Ecuación 17})$$

Donde: x es la concentración de Mn (mg/L).

El Na⁺ se eligió por su efecto en el sabor del agua, influencia en la corrosión de las tuberías de distribución y que en altas concentraciones es dañino (en personas que sufren trastornos cardiacos). El límite recomendado de concentración de sodio disuelto es de 200 mg/L, y la ecuación determinada para este parámetro es (ver Ecuación 18):

$$FC (Na^+) = 100 - 0.5x \quad (\text{Ecuación 18})$$

Donde: x es la concentración de Na⁺ (mg/L).

Se consideró que los trece componentes de calidad del agua elegidos como propiedades de Tipo II para suministro público no poseen la misma importancia en contribución al ICAST. Por esta razón, se clasificaron según el orden de importancia acorde a su toxicidad, peligro potencial para la salud y efectos estéticos y económicos. Por lo que resulta práctico clasificarlos en grupos con propiedades similares (con el mismo peso dentro del grupo). Los grupos se designaron de la A a E (el grupo A con mayor peso relativo o significativo). Se asignaron los siguientes valores a los grupos, A = 1; B = 0.667A; C = 0.50 A; D = 0.40A y E = 0.33A. De esta manera se determinan los FCR para las FC (Tabla 5.6).

Tabla 5.6. Efectos de las propiedades de Tipo II para el índice de suministro público de agua.

GRUPO	PARÁMETROS DE TIPO II	FCR
A	Nitrógeno amoniacal	0.134
	NO ₂ -N	
	Sodio	
B	pH	0.089
	F ⁻	
C	Cl ⁻	0.067
	SO ₄ ²⁻	
D	SAAM	0.053
	Manganeso	
E	Color	0.045
	Cobre	
	Hierro	
	Zinc	

6. ANÁLISIS DE RESULTADOS

En el presente capítulo se muestran los resultados obtenidos en las determinaciones de DTP con aperturas de diámetro de 30 μm y 100 μm , así como la caracterización fisicoquímica y microbiológica de las muestras recolectadas en los sitios antes descritos durante los meses de diciembre 2019 a febrero 2020 (nueve muestreos durante la época de estiaje) y durante el mes de agosto de 2021 (cuatro muestreos durante la temporada de lluvia).

6.1 DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULA

6.1.1 Temporada de estiaje

La Figura 6.1 muestra los cambios de la distribución promedio del tamaño de partícula en número de las muestras colectadas. Para el caso del influente de la PP, se encontró que el agua presenta $5,675 \pm 3,445$ partículas/mL, donde el 95% de estas tienen un tamaño de 3.34 ± 0.34 μm que se encuentran en el tamaño de partículas coloidales (el detalle de la DTP se presenta en el Anexo 9.2); este tamaño se puede atribuir a la presencia de partículas coloidales, así como material orgánico [algas, bacterias, células o protozoos (Levine & Asano, 1985)]. Con base en los resultados obtenidos, es posible suponer la presencia de sustancias de tamaño supracoloidal en las muestras de agua evaluadas, por ello, es imperativo la correcta operación de los sistemas de filtración granular ya que se ha demostrado que son capaces de retener partículas de 3 μm (Ho-Kyong, *et al.*, 2006).

Mientras que para el proceso de oxidación química se halló una variación entre $6,638 \pm 12,954$ partículas/mL y $40,380 \pm 12,954$ partículas/mL de las cuales el 95% se encuentran en un tamaño de 3.26 ± 0.05 μm (ver Figura 6.1), es decir, en este sistema existe un incremento de las mismas como resultado del rompimiento de las partículas al aplicar el oxidante, sin embargo, se observa que el tamaño de las partículas presentes en el sistema se reducen, aún con esto, este tamaño de partícula se asocia a la posible presencia de bacterias, coloides, partículas floculentas y suspendidas, acorde a lo reportados en las investigaciones de Levine, *et al.*, (1985) y Ho-Kyong, *et al.*, (2006). La disminución del tamaño con respecto al influente de la PP se atribuye a la conminución de las partículas (Riyad & Clayton, 1963) que es ocasionada por la carga aplicada (fricción por un esfuerzo cortante superficial e impacto por fuerzas de tracción) en la conducción y bombeo del agua (Sánchez, 2013), situación que podría afectar la eficiencia de los procesos fisicoquímicos de la planta debido a que la variación en el tamaño influye en la desestabilización de la suspensión coloidal (Adin & Asano, 1998), la demanda de coagulante aumenta con la disminución del diámetro de las partículas (Adin, 1999), los gradientes de mezcla rápida y lenta, así como los tiempos de contacto recomendados son afectados por la DTP (Levine, *et al.*, 1991).

Finalmente, para el efluente de la PP, se encontró una variación entre $755 \pm 6,770$ partículas/mL y $18,000 \pm 6,770$ partículas/mL, las cuales poseen un tamaño promedio de $3.18 \pm 0.13 \mu\text{m}$, con base en estos resultados se establece que en promedio el sistema fue capaz de remover el $41 \pm 31.01\%$ de partículas, sin embargo, al encontrar partículas menores con respecto a las del influente ($3.34 \pm 0.34 \mu\text{m}$) y oxidación química ($3.26 \pm 0.05 \mu\text{m}$) se infiere que la PP es eficiente en la remoción de partículas suspendidas; la disminución en el tamaño de las partículas del efluente se atribuye a la operación de los sistemas de filtración granular (retención de partículas con tamaños entre $3 \mu\text{m}$ a $200 \mu\text{m}$) (Ho-Kyong, *et al.*, 2006), situación que se ve reflejada en los resultados obtenidos en las mediciones promedio de color verdadero ($5.2 \pm 1.98 \text{ U Pt - Co}$) y turbiedad ($4.97 \pm 1.5 \text{ NTU}$) de dicho punto, ya que se cumple con el LMP establecido en la NOM-127-SSA1-1994, así como con la concentración de SDT ($93.83 \pm 19.59 \text{ mg/L}$), dicho comportamiento se presenta en la Figura 6.1.

De esta forma, se establece que, durante el proceso de potabilización, el sistema fue capaz de remover las partículas y que, además, las partículas que permanecen en el sistema tendrán tamaños inferiores a $3.26 \mu\text{m}$ comparado con el tamaño de $3.34 \mu\text{m}$ que entra en el sistema.

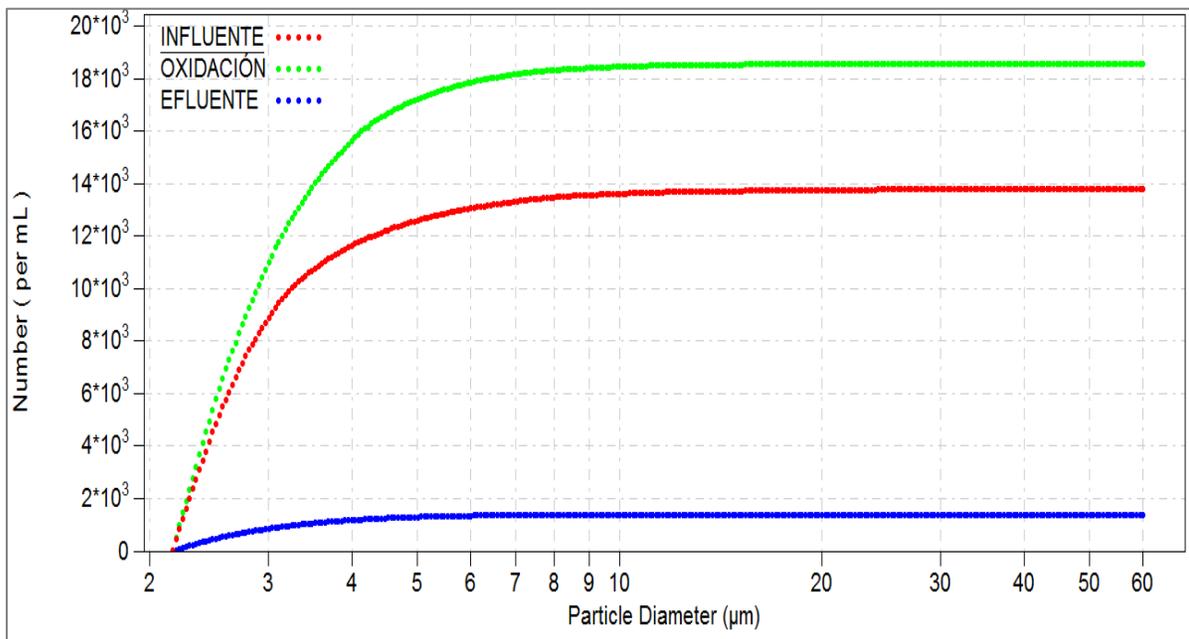


Figura 6.1. Determinación de la DTP en las muestras recolectadas en temporada de estiaje.

6.1.2 Temporada de lluvia

En la Figura 6.2 se presentan los cambios en la DTP en las muestras colectadas durante la temporada de lluvia. Para el caso del influente de la PP Río Magdalena 1, se encontró que el agua presenta $80,155 \pm 1,213$ partículas/mL, donde el 95% de éstas poseen un tamaño de 1.36 ± 0.25 μm , se piensa que la diferencia del tamaño de las partículas de este sitio con respecto a la temporada de lluvia es ocasionada por la conminución de éstas provocada por el régimen de flujo del río durante esta temporada (Jujnovsky, 2006), mientras que el incremento en el volumen de las partículas se asoció al arrastre y deslave de diversos componentes del suelo y que arrastra el río y que por ende ingresan a la PP (Wiesner & Mazounie, 2002); este tamaño se puede atribuir a la presencia de partículas coloidales y suspendidas, así como material orgánico [algas, bacterias, células o protozoos (Levine & Asano, 1985)].

Por otra parte, en el proceso de oxidación química se halló en promedio $84,023 \pm 9,145$ partículas/mL de las cuales el 95% se encuentran en un tamaño de 1.22 ± 0.08 μm (ver Figura 6.2), dicho tamaño de partícula se asocia a la posible presencia de bacterias y partículas floculentas (Ho-Kyong, *et al.*, 2006). La disminución del tamaño con respecto al influente de la PP se atribuye a que el tamaño de partícula de los minerales y metales (como Fe^{3+}) que se arrastran por el agua lluvia y varía en los procesos de oxidación (pérdida de electrones por un átomo, ión o molécula) (Conesa, 2017).

En el proceso de floculación se encontraron 887.8×10^3 partículas/mL con un tamaño en el 95% de éstas de 1.06 ± 0.23 μm , mientras que para la sedimentación y filtración se presentan volúmenes de $71,959 \pm 2,323$ partículas/mL y $64,777 \pm 798$ partículas/mL, con tamaños de 1.24 ± 0.68 μm y 1.25 ± 0.72 μm , respectivamente. Los tamaños antes mencionados, comúnmente, se asocian con algas y bacterias coliformes fecales (Ho-Kyong, *et al.*, 2006).

Finalmente, para el efluente de la PP en esta temporada, se halló un volumen promedio de $304.4 \times 10^3 \pm 5,548$ partículas/mL con un tamaño promedio de 1.25 ± 0.58 μm , este tamaño se puede asociar a presencia de bacterias coliformes fecales (0.7 μm a 1.5 μm) y por ello es imperativo la corrección operacional de la desinfección en la PP. Sin embargo, los resultados obtenidos en las mediciones para color verdadero (3.5 ± 0.5 U Pt – Co), turbiedad (4.36 ± 0.5 NTU) y SDT (88.88 ± 15.60 mg/L), para garantizar el cumplimiento de estos parámetros acorde a la NOM-127 se debe garantizar que el agua potabilizada contenga un volumen de partículas menor 200 partículas/L (ver Figura 6.2).

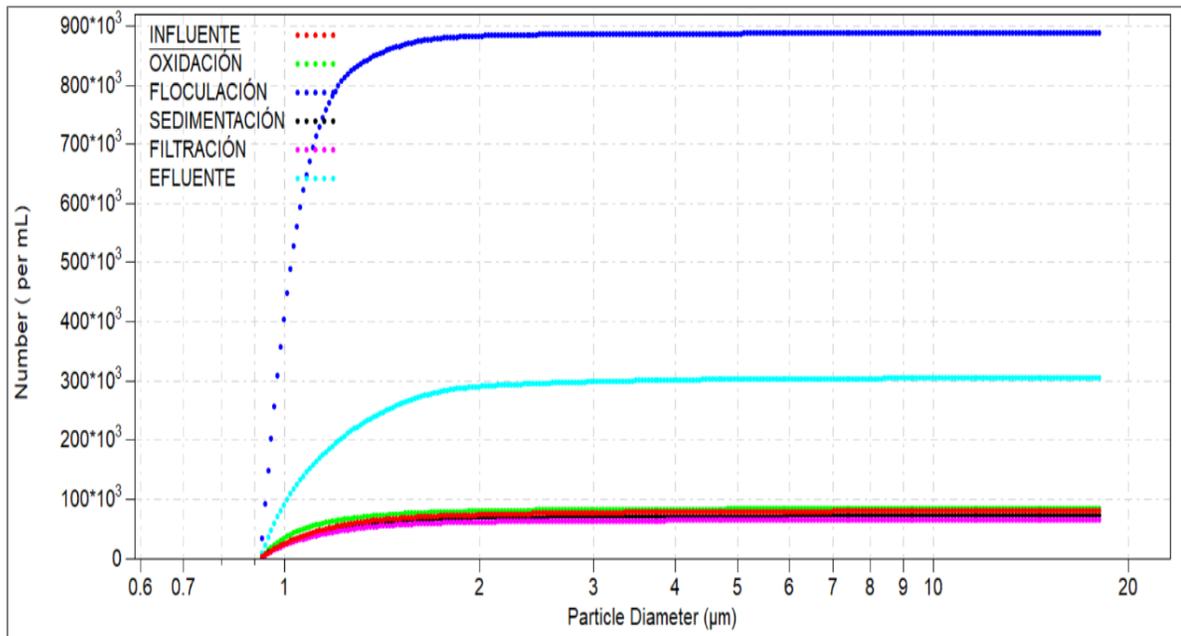


Figura 6.2. Determinación de la DTP en las muestras recolectadas en temporada de lluvia.

6.2 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA

En este apartado se presentan los resultados obtenidos de calidad del agua para el influente, oxidación química y efluente de la PP monitoreados durante la temporada de estiaje (nueve muestreos) y lluvia (cuatro muestreos) debido a que estos sitios se evaluaron en ambas temporadas, presentando el valor máximo, mínimo y el promedio. El detalle de la calidad para los procesos de floculación, sedimentación y filtración en temporada de lluvia se puede observar en el Anexo 10.2.

En la Figura 6.3 se presentan los resultados obtenidos para el parámetro de alcalinidad total (Alc T) en los sitios de muestreo. La determinación promedio para el influente fue de 49.99 ± 16.62 mg CaCO_3/L , mientras que para la oxidación química y efluente fue de 53.66 ± 12.31 mg CaCO_3/L y 50.87 ± 11.56 mg CaCO_3/L , respectivamente; y con ello el cumplimiento del intervalo recomendado por la OMS (1998) para agua destinada para uso y consumo humano de 20 mg CaCO_3/L a 100 mg CaCO_3/L . Se atribuye que el incremento en la concentración de alcalinidad en el efluente de la PP sea ocasionado por el atascamiento en ciertas zonas de los filtros, dejando un paso reducido al agua y la filtración se efectúa localmente, con mayor rapidez y se disminuye la eficiencia (Orellana, 2005) o también a la posible incrustación en la superficie interna de las tuberías y en consecuencia arrastre de sólidos no disueltos en el efluente (Cruz, 2015).

La alcalinidad total es un parámetro de relevancia, ya que permite verificar si el agua presenta una concentración adecuada de HCO_3^- , CO_3^{2-} y OH^- que hacen que no disminuya el pH en presencia de ácidos. Se debe monitorear y controlar para que el agua no sea propensa a acidificarse, ya que de lo contrario dejaría de ser potable, además de que reacciona con cationes divalentes generando precipitados (incrustaciones) no deseados en las tuberías de conducción del agua (Jiménez, 2001).

Con respecto al parámetro de dureza total, con base en los resultados que a continuación son expuestos (ver Figura 6.3) y su comparación con la modificación a la NOM-127-SSA1-1994, que establece una concentración máxima de $500 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$, se observa el cumplimiento del influente de la PP, ya que su concentración promedio se encuentra en $28.4 \pm 8.17 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$, mientras que para la oxidación química y efluente la concentración fue de $37.84 \pm 9.67 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ y $34.55 \pm 7.43 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$, respectivamente. Es de vital importancia resaltar el control de la dureza en el agua potable, ya que el agua blanda y dura han sido relacionadas con problemas cardíacos y cálculos renales (Pérez-López, 2016).

Se observa una tendencia estable en las determinaciones de pH y concordante a la calidad histórica del agua en la PP, para el influente se presenta una inclinación a un pH básico variando entre 7.14 ± 0.14 a 8.30 ± 0.14 unidades, mientras que para el efluente es de 7.9 ± 0.12 a 8.259 ± 0.12 unidades, los valores básicos de pH son atribuidos a que el balance de los iones H^+ y OH^- favorece a este último, lo que sugiere que en un futuro se podrá tener implicaciones en la corrosión de las unidades de tratamiento y tuberías de conducción de la planta (Pochteca, 2018) como se observa en la Figura 6.3.

Con respecto a las muestras tomadas en los sitios antes establecidos, la Figura 6.3 muestra que la conductividad eléctrica (CE) está íntimamente relacionada con la concentración de SDT en los mismos puntos de muestreo. El incremento en la concentración promedio de CE ($102.14 \pm 5.48 \mu\text{S}/\text{cm}$) y de SDT ($93.83 \pm 23.49 \text{ mg}/\text{L}$) del efluente con respecto a la concentración promedio del influente se atribuye a que el sistema de filtración no es eficiente en la remoción de partículas disueltas debido a que el tamaño de estas es inferior al tamaño del poro del lecho filtrante y a la adición de reactivos químicos en el proceso de oxidación, sin embargo, el efluente resultante se encuentra dentro del LMP ($1000 \text{ mg}/\text{L}$) establecido en la modificación de la NOM-127-SSA1-1994 para SDT. Todas las muestras tomadas a lo largo de este estudio en temporada de estiaje se mantienen dentro del límite permisible, por lo que se afirma que el agua después de ser tratada por la PP Río Magdalena 1 es apta para el uso y consumo humano en términos de este parámetro.

En lo que respecta al parámetro de turbiedad, los resultados son presentados en la Figura 6.3, esta es ocasionada por partículas coloidales y suspendidas en el agua. Para el influente, este parámetro en el influente varió entre 1.3 ± 1.51 NTU a 6.37 ± 1.51 NTU, mientras que la variación que se presenta en el proceso de oxidación fluctuó entre 3.84 ± 1.6 NTU a 7.64 ± 1.6 NTU, y finalmente, el efluente presenta un valor promedio de 4.97 ± 1.08 NTU. La turbiedad es un parámetro que no fluctúa considerablemente, sin embargo, es importante su control y determinación ya que elevados niveles de turbiedad pueden proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección, estimular la proliferación de bacterias y aumentar la demanda de desinfectante (Marcó, *et al.*, 2004).

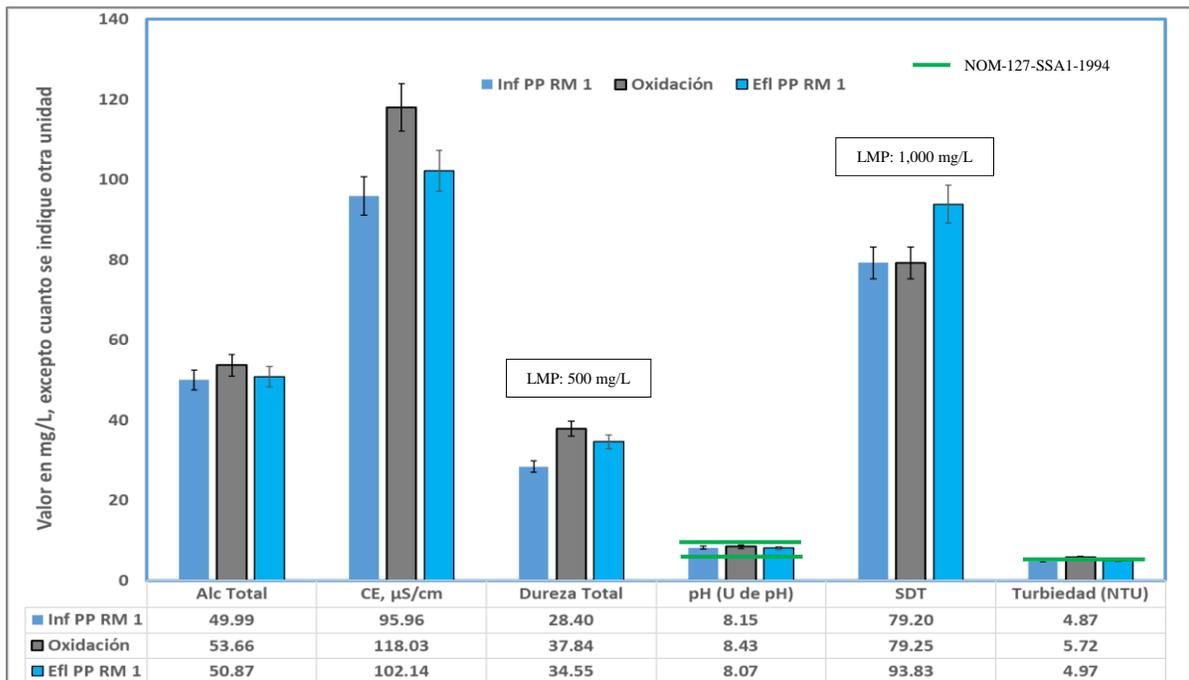


Figura 6.3. Caracterización fisicoquímica de las muestras recolectadas.

Actualmente se presenta la tendencia para evaluar el contenido de materia orgánica mediante la técnica de absorbancia UV_{254} , ya que representa una aproximación acertada a la concentración de COT existente en las muestras de agua ya que muchas sustancias orgánicas absorben luz UV a esa longitud de onda (HACH, 2016), además de que es una técnica simple, rápida y de resultados reproducibles (Satué & Díaz, 2000). La Figura 6.4 muestra los resultados obtenidos para este parámetro, se observa que el valor promedio en el influente es de 2.34 ± 0.44 cm^{-1} , mientras que en el efluente es de 2.49 ± 0.49 cm^{-1} , dicho incremento se piensa que es debido a una disminución de la capacidad de adsorción del material de filtración y no retener la biomasa bacteriana de acuerdo con lo reportado por Zani, *et al.*, (2005), por lo que se sugiere realizar el retrolavado correspondiente.

Los resultados promedios obtenidos para el parámetro color aparente (Color A) y Color Verdadero (Color V) se muestran en la Figura 6.4, en ella se observa que a la salida de la planta nunca se rebasa el valor de 20 U Pt-Co para Color Verdadero establecido por la normatividad mexicana, el incremento de este parámetro en el influente de 4.79 ± 1.2 U Pt-Co con respecto al valor de 5.2 ± 1.5 U Pt-Co presentado en el efluente se piensa que es debido a que la filtración granular no es eficiente en la retención de partículas disueltas y de iones metálicos (ver capítulo 4.7 de esta investigación) (CONAGUA, 2014) ya que el tamaño de estos es inferior al tamaño de poro del lecho filtrante (Zani, *et al.*, 2005), sin embargo, dicho valor en el efluente indica la existencia de baja concentración de materia orgánica lo que facilita la desinfección del agua en el proceso de potabilización (Shelton, 1989). Con respecto al parámetro Color Aparente los valores promedio para el influente, oxidación y efluente de la PP son 5.11 ± 2.39 U Pt-Co, 5.5 ± 2.94 U Pt-Co y 5.26 ± 2.05 U Pt-Co, respectivamente, estos valores indican una adición de partículas suspendidas por parte de los procesos unitarios en operación de la PP lo que podría indicar la necesidad de realizar el retrolavado del sistema de filtración (CONAGUA, 2014).

En la Figura 6.4 se muestran los resultados obtenidos para COT y DQO para los sitios de muestreo, se puede observar que la PP resulta eficiente en la remoción de la concentración de COT alcanzando una eficiencia de $54.64 \pm 17.87\%$, esta eficiencia se atribuye al proceso previo de oxidación con NaClO de los compuestos orgánicos presentes en el agua y posterior retención de las partículas floculentas generadas en dicho proceso por parte de la filtración granular (Chaignon, *et al.*, 2002), las concentraciones promedio del influente, oxidación y efluente de la PP son 6.53 ± 1.96 mg/L, 4.88 ± 2.31 mg/L y 2.78 ± 1.45 mg/L, respectivamente. De hecho, la misma tendencia se observa para la DQO presentado una eficiencia de remoción para este parámetro de $42.72 \pm 15.42\%$, por ello, la concentración promedio en el efluente es de 6.25 ± 1.63 mg/L y debido a que no se cuenta con un LMP en la NOM-127-SSA1-1994, con base a lo reportado por la CONAGUA (2019) se puede clasificar como agua de excelente calidad ya que la concentración es menor a 10 mg/L por lo que se considera como segura para uso y consumo humano.

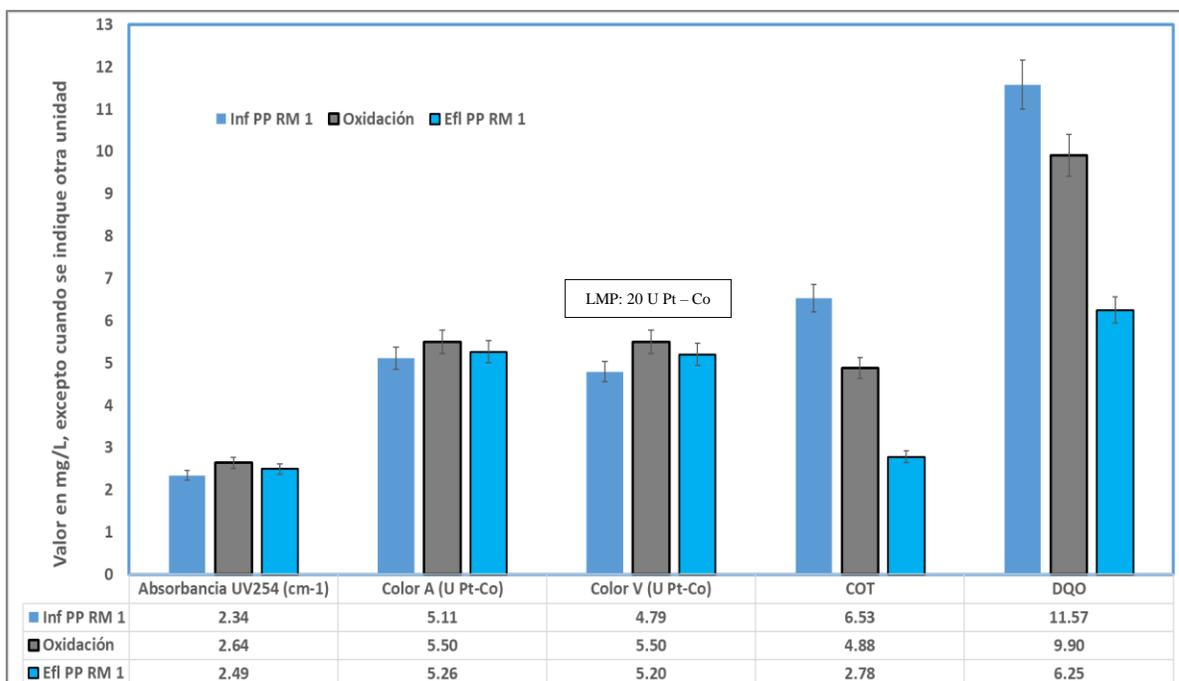


Figura 6.4. Caracterización fisicoquímica de las muestras recolectadas.

La vigilancia de la calidad del agua para uso y consumo humano tiene como objetivo prevenir la transmisión de enfermedades infecciosas y parasitarias (como el cólera), así como las derivadas de la continua ingestión de compuestos tóxicos que puede contener el agua distribuida a la población, por lo que se deben contemplar programas estructurados por autoridades competentes, para la evaluación y control de calidad que realizan los organismos operadores responsables de los sistemas de abastecimiento para que se garantice el suministro de agua potable a la población.

Aunado a lo anterior, se planteó que a una concentración entre 0.9 mg/L y 1.5 mg/L de cloro libre residual en el agua, la probabilidad de supervivencia de los microorganismos patógenos es menor a 0.01% (CONAGUA, 2014), lo que se sustenta en la NOM-127-SSA1-1994 y NOM-179-SSA1-1998. En la Figura 6.5. se observa que el efluente de la PP cumple con dichas normatividades ya que presenta una concentración promedio de 0.96 ± 0.79 mg/L.

En el caso de los desinfectantes, su concentración disminuye a través de la red de distribución favoreciendo el crecimiento de microorganismos, con el consiguiente riesgo sanitario, si no se garantiza una concentración mínima de cloro. Por lo tanto, es indispensable conocer la cinética de desinfección, así como la concentración de cloro total para garantizar el cumplimiento del intervalo de concentración de cloro libre residual, para el caso del proceso de oxidación química presenta una concentración promedio de 4.34 ± 2.51 mg/L, mientras que el efluente de la PP presenta una

concentración de 1.4 ± 0.98 mg/L, y con ello garantizar el cumplimiento del intervalo permisible establecido en la NOM-127-SSA1-1994 en términos de cloro libre residual. Para ambas especies de cloro, las concentraciones en el influente se atribuyen a la descarga de agua residual municipal por parte de los asentamientos irregulares de la zona (Jujnovsky & Almeida-Leñero, 2010) (ver Figura 6.5).

Por otro lado, los parámetros microbiológicos son de importancia cuando se considera que la calidad del agua de fuentes superficiales es un posible peligro para el usuario final por contaminación microbiana y por patógenos entéricos (bacterias, virus y protozoos) que ocasionan enfermedades gastrointestinales (RAIN-foundation, 2008). La Figura 6.5 evidencia en el agua muestreada en el influente de la PP se presenta una concentración promedio de Coliformes Fecales (CF) de 4.5 ± 3.63 UFC/100 mL y de coliformes totales (CT) de 13.6 ± 9.28 UFC/100 mL, dichas concentraciones se atribuyen a la descarga de agua residual municipal por parte de los asentamientos irregulares de la zona (Jujnovsky & Almeida-Leñero, 2010). Por otra parte, para el proceso de oxidación química y efluente de la PP, los CF y CT presentes fueron inactivados por la acción del NaClO como oxidante y desinfectante, respectivamente; con ello el cumplimiento de la normatividad para agua de uso y consumo humano.

El oxígeno disuelto (OD) es un indicador importante de la calidad del agua para los ecosistemas acuáticos, ya que a una concentración alta permite mantener diversidad de organismos como algas, peces y otras especies, además de ser indispensable en la respiración de los seres vivos y descomposición de la materia orgánica (mediante bacterias y hongos que consumen el OD para degradar los residuos orgánicos). Las concentraciones normales en agua potable varían entre 7 mg/L a 8 mg/L en condiciones estándar. La fuente principal de oxígeno es el aire, el cual se difunde rápidamente en el agua por la turbulencia en los ríos (Roldán, 2003). En la Figura 6.5 se presentan las concentraciones promedio para el influente, oxidación y efluente de la PP, las cuales fueron 7.64 ± 0.59 mg/L, 7.91 ± 0.61 mg/L y 8.03 ± 0.59 mg/L, respectivamente. Con dichas determinaciones se puede concluir que el agua de los tres sitios de muestreo es de buena calidad acorde a los indicadores para fuentes superficiales desarrollados para este parámetro por parte de la CONAGUA (2019).

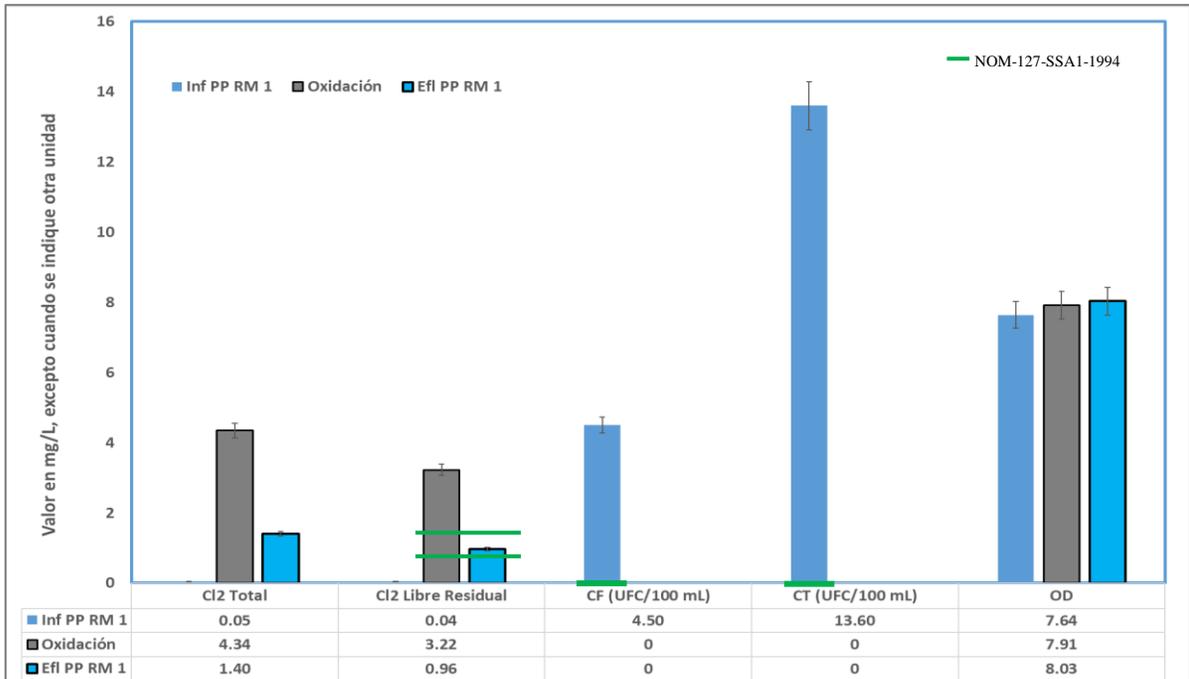


Figura 6.5. Caracterización fisicoquímica y microbiológica en las muestras recolectadas.

6.3. APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DE VARIANZA A LOS RESULTADOS

En la Tabla 6.1 se presenta el análisis de varianza efectuado a los parámetros recomendados por la OMS (2011) de relevancia para abastecimiento público y que fueron monitoreados en la presente investigación, algunos establecidos en la modificación a la NOM-127-SSA1-1994, así como para Absorbancia UV_{254} , COT, DQO y DTP para evidenciar la existencia de una diferencia significativa entre la calidad del agua para cada temporada (estije y lluvia), así como en los procesos y operaciones unitarias que conforman a la PP Rio Magdalena 1 con respecto a los influentes de las mismas.

6.3.1 Temporada de estiaje

Figura 6.1. Recapitulación del estudio de análisis de varianza en temporada de estiaje.

BARRERA	F _{CALCULADA}	PROBABILIDAD	RESULTADO
DTP			
Oxidación Química	15.78	0.0024	Se rechaza Ho
Efluente	4.1	0.064	Se rechaza Ho
COLIFORMES TOTALES			
Oxidación Química	2.4	0.15	Se rechaza Ho
Efluente	2.4	0.15	Se rechaza Ho
COLIFORMES FECALES			

Oxidación Química	2.4	0.17	Se rechaza Ho
Efluente	2.4	0.17	Se rechaza Ho
TURBIEDAD			
Oxidación Química	13.92	0.00026	No se rechaza Ho
Efluente	3.5	0.06	No se rechaza Ho
ABSORBANCIA UV₂₅₄			
Oxidación Química	0.81	0.37	No se rechaza Ho
Efluente	0.69	0.41	No se rechaza Ho
CARBONO ORGÁNICO TOTAL			
Oxidación Química	0.35	0.54	Se rechaza Ho
Efluente	0.26	0.67	Se rechaza Ho
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO			
Oxidación Química	0.31	0.58	Se rechaza Ho
Efluente	0.22	0.62	Se rechaza Ho
COLOR VERDADERO			
Oxidación Química	26.98	5.76×10^{-3}	No se rechaza Ho
Efluente	16.13	6.93×10^{-5}	No se rechaza Ho
SDT			
Oxidación Química	19.78	0.033	No se rechaza Ho
Efluente	17.85	0.0047	No se rechaza Ho
$F_{\text{tablas}} = 2.87$ ($\alpha = 0.05$, 1, 100, 1 cola, derecha)			

En esta temporada se observa que para parámetros como Coliformes Fecales y Totales, COT, DQO y DTP, existen diferencias significativas entre la calidad del agua a la entrada y a la salida en cada una de las barreras y se asume que que la remoción de estos parámetros es suficiente para cumplir con los valores de la normatividad vigente.

6.3.2 Temporada de lluvia

Para esta temporada, los resultados obtenidos para el análisis de varianza se presentan en la Tabla 6.2. Se observa que parámetros como Absorbancia UV, Carbono Orgánico Total, Coliformes Fecales, Coliformes Totales y DTP presentan diferencias significativas con respecto a la calidad del agua. Mientras que, para el resto de los parámetros evaluados no se presentan diferencias significativas, por ende, se puede asumir como variables críticas para la evaluación de la eficiencia de la PP (además de su control y monitoreo) para el aseguramiento de la calidad del agua que se abastece al usuario final.

Figura 6.2. Recapitulación del estudio de análisis de varianza en temporada de lluvia.

BARRERA	F _{CALCULADA}	PROBABILIDAD	RESULTADO
DTP			
Oxidación Química	18.45	0.056	Se rechaza Ho
Floculación	11.7	0.057	Se rechaza Ho
Sedimentación	12.6	0.05	Se rechaza Ho
Filtración	4.9	0.06	Se rechaza Ho
Efluente	3.2	0.048	Se rechaza Ho
COLIFORMES TOTALES			
Oxidación Química	2.7	0.13	Se rechaza Ho
Floculación	2.7	0.13	Se rechaza Ho
Sedimentación	2.7	0.13	Se rechaza Ho
Filtración	2.7	0.13	Se rechaza Ho
Efluente	2.7	0.13	Se rechaza Ho
COLIFORMES FECALES			
Oxidación Química	2.7	0.11	Se rechaza Ho
Floculación	2.7	0.11	Se rechaza Ho
Sedimentación	2.7	0.11	Se rechaza Ho
Filtración	2.7	0.11	Se rechaza Ho
Efluente	2.7	0.11	Se rechaza Ho
TURBIEDAD			
Oxidación Química	12.45	0.0035	No se rechaza Ho
Floculación	11.90	0.0004	No se rechaza Ho
Sedimentación	7.56	0.002	No se rechaza Ho
Filtración	5.55	0.082	No se rechaza Ho
Efluente	3	0.071	No se rechaza Ho
ABSORBANCIA UV₂₅₄			
Oxidación Química	8.65	0.054	Se rechaza Ho
Floculación	8.28	0.048	Se rechaza Ho
Sedimentación	6.41	0.031	Se rechaza Ho
Filtración	5.69	0.022	Se rechaza Ho
Efluente	4.78	0.020	Se rechaza Ho
CARBONO ORGÁNICO TOTAL			
Oxidación Química	0.66	0.88	Se rechaza Ho
Floculación	0.51	0.74	Se rechaza Ho
Sedimentación	0.34	0.55	Se rechaza Ho
Filtración	0.29	0.48	Se rechaza Ho
Efluente	0.15	0.22	Se rechaza Ho
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO			
Oxidación Química	5.68	0.0003	No se rechaza Ho
Floculación	4.15	0.0047	No se rechaza Ho
Sedimentación	3.89	0.033	No se rechaza Ho
Filtración	3.18	0.024	No se rechaza Ho
Efluente	2.12	0.02	No se rechaza Ho

COLOR VERDADERO			
Oxidación Química	10.45	0.008	No se rechaza Ho
Floculación	9.78	0.045	No se rechaza Ho
Sedimentación	9.33	0.056	No se rechaza Ho
Filtración	6.20	0.03	No se rechaza Ho
Efluente	4.19	0.04	No se rechaza Ho
SDT			
Oxidación Química	20.78	0.047	No se rechaza Ho
Floculación	19.45	0.038	No se rechaza Ho
Sedimentación	17.56	0.031	No se rechaza Ho
Filtración	15.36	0.005	No se rechaza Ho
Efluente	15.17	0.0033	No se rechaza Ho
$F_{tablas} = 2.90$ ($\alpha = 0.05$, 1, 100, 1 cola, derecha)			

6.4 RELACIÓN ENTRE PARTÍCULAS Y LOS PARÁMETROS MONITOREADOS DE ACUERDO CON SU VARIACIÓN ESTACIONAL

En este apartado se muestran los resultados de las relaciones obtenidas entre el volumen de las partículas (Partículas/L) y los parámetros monitoreados durante este trabajo de investigación (algunos regulados por la NOM-127-SSA1-1944). Para ello, se emplearon las determinaciones realizadas durante nueve muestreos llevados a cabo en los tres sitios de muestreo (influyente, oxidación química y efluente) en la PP Rio Magdalena 1 durante la época de estiaje (diciembre de 2019 a febrero de 2020), debido a esta limitante, dichas relaciones únicamente son aplicables durante esta temporada. Los datos empleados en el desarrollo de las relaciones fueron depurados mediante la metodología propuesta por Minitab (2019) para la prueba de Dixon y Grubbs, ya que es una herramienta útil para identificar valores extremos atípicos y de esta manera eliminarlos del tratamiento de los datos.

Es importante mencionar que para que una relación sea válida debe poseer un coeficiente de determinación (R^2) mínimo de 0.8. Dicho coeficiente determina la calidad del modelo para replicar los resultados, y la proporción de la variación de estos (Martínez, 2005). Únicamente se presentan las relaciones con un $R^2 \geq 0.8$, sin embargo, en el Anexo 10.5 se presentan todas las relaciones desarrolladas para los parámetros monitoreados.

6.3.1 Absorbancia UV₂₅₄

6.3.1.1 Temporada de estiaje

Se ha reportado que el valor de Absorbancia UV en agua potable y residual está relacionado con el volumen total de las partículas. Para esta investigación, se halló una relación del volumen de las partículas con este parámetro en el influente de la PP modelo, la expresión queda representada por una ecuación polinómica de segundo grado (Ecuación 19) que es útil para el monitoreo de compuestos orgánicos insaturados y aromáticos (Bataller, *et al.*, 2005).

$$y = 4 \times 10^{-5} x^2 - 0.013x + 3.0413 \quad (\text{Ecuación 19})$$

Con base en la Ecuación 19 es posible determinar el valor de Absorbancia UV₂₅₄ en el influente en un rango de 2 cm⁻¹ a 2.8 cm⁻¹ y que corresponde a un volumen de partículas de 20.51 partículas/L a 168.9 partículas/L. Con ello, se sugiere que la tanto la absorbancia UV₂₅₄ como la DTP puede ser monitoreada en línea en una PP. Mientras que para la oxidación química y efluente de la planta no halló una relación consistente entre estos parámetros (ver Anexo 10.5).

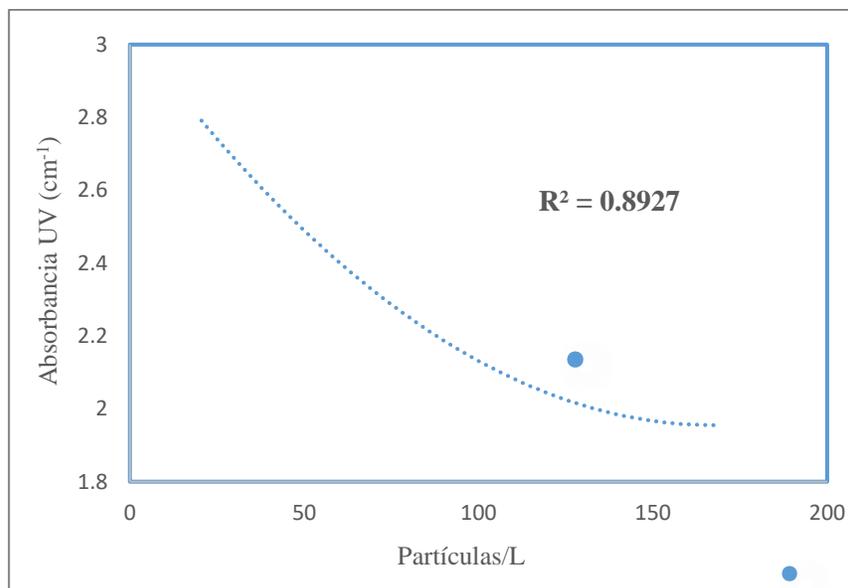


Figura 6.5. Relación entre el volumen de las partículas y Absorbancia UV₂₅₄ en influente de la PP Rio Magdalena 1.

6.3.1.2 Temporada de lluvia

En la Figura 6.6 se muestra la relación entre el volumen de las partículas (Partículas/L) y el parámetro Absorbancia UV hallada en los filtros rápidos en temporada de lluvia (ver Ecuación 20), corresponde a una ecuación lineal aplicable a un volumen de partículas entre 57.39 partículas/L a 178.2 partículas/L y a un intervalo de Absorbancia UV entre 3.6 cm⁻¹ a 5.5 cm⁻¹. Para el influente, oxidación química, tanques de floculación, sedimentadores, filtros rápidos y efluente de la PP no se hallaron relaciones para esta temporada.

$$y = 0.0151x + 2.8166 \quad (\text{Ecuación 20})$$

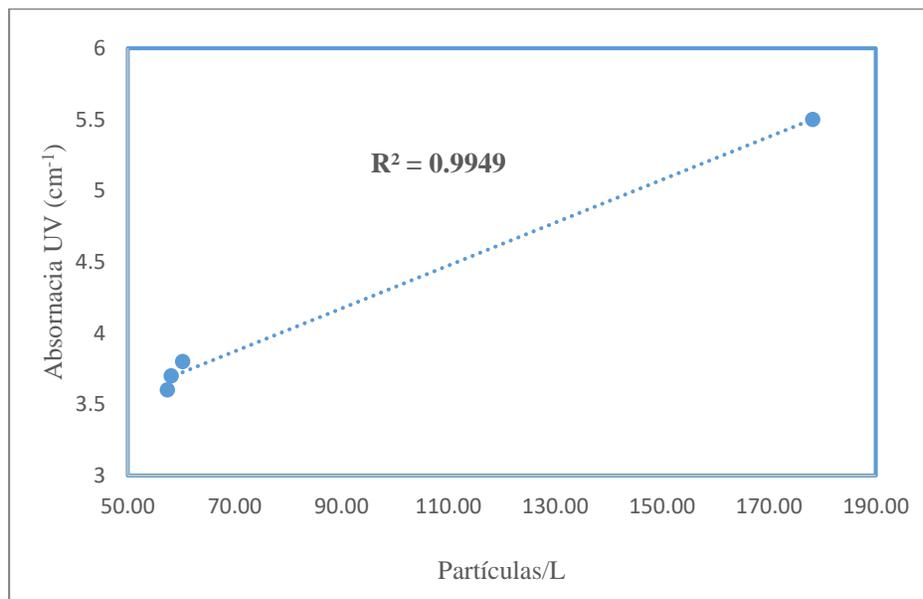


Figura 6.6. Relación entre el volumen de las partículas y Absorbancia UV₂₅₄ en los filtros rápidos de la PP Rio Magdalena 1.

6.3.2 Alcalinidad Total

6.3.2.1 Temporada de estiaje

En la Figura 6.7 se presenta la relación encontrada entre el volumen de las partículas y la Alcalinidad Total del influente de la PP, la expresión que la representa es una ecuación polinómica de segundo grado (Ecuación 21). Dicha ecuación es aplicable a un volumen correspondiente de 20.51 partículas/L a 169 partículas/L y a un intervalo de Alcalinidad Total de 46.2 mg CaCO₃/L a 75 mg CaCO₃/L. Este intervalo corresponde con el LMP recomendado de 50 mg CaCO₃/L por la OMS (2011). Para el cumplimiento

de dicha recomendación el agua debe contener un volumen de partículas menor a 92.87 partículas/L y tamaño inferior a $1.27 \pm 0.08 \mu\text{m}$ de diámetro.

$$y = 0.0024x^2 - 0.6001x + 86.268 \quad (\text{Ecuación 21})$$

Para la oxidación química y efluente de la PP no se encontró una relación que describa el comportamiento de estos parámetros en la PP.

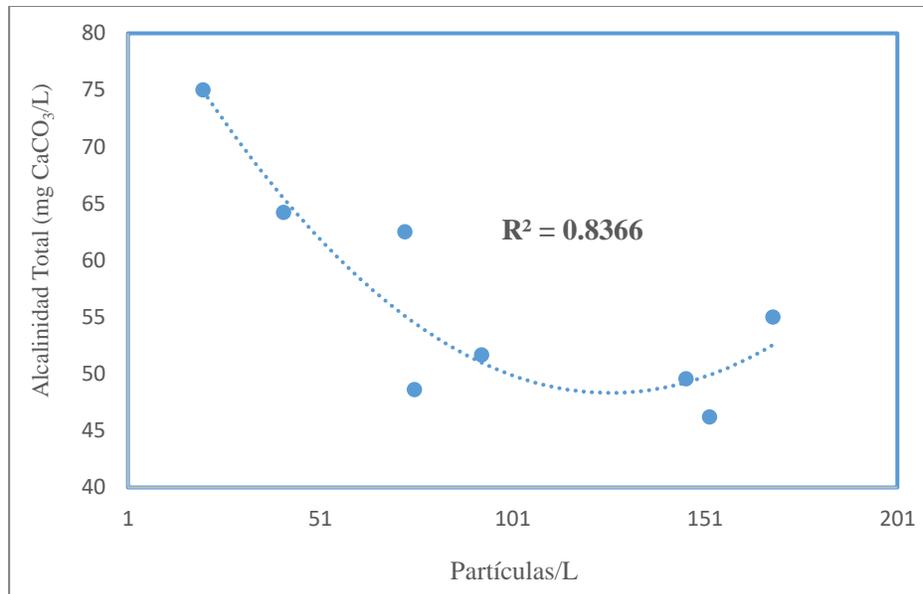


Figura 6.7. Relación entre el volumen de las partículas y Alcalinidad Total en influente de la PP Rio Magdalena 1.

6.3.2.2 Temporada de lluvia

Para esta temporada no se hallaron ecuaciones que describan la relación del volumen de las partículas con el parámetro de Alcalinidad Total para ningún sitio de muestreo, se piensa que fue ocasionado por la nula variabilidad de este parámetro durante el periodo de monitoreo.

6.3.3 Carbono Orgánico Total

6.3.3.1 Temporada de estiaje

La Figura 6.7 evidencia la relación entre el volumen de las partículas y la concentración del Carbono Orgánico Total, dicha relación la describe la Ecuación 22 que corresponde a una función polinomial de segundo orden. Es aplicable a un rango de volumen de 10.45 partículas/L a 136 partículas/L y a un intervalo de concentración de COT de 1 mg/L a 4.5 mg/L, este intervalo es menor a la concentración recomendada de 16 mg/L por la OMS (2011).

Para la oxidación y efluente de la PP no se halló una relación con un R^2 superior a 0.8. Se piensa que es debido a que diversos autores siguieren que la MO puede dividirse en COD y COP, con una relación de tamaño comúnmente aceptada, por ejemplo, Levine, *et al.*, (1985) sugiere $0.1 \mu\text{m}$, Malpei, *et al.*, (1997) y Ho-Kyong, *et al.*, (2006) $0.45 \mu\text{m}$ para COD, mientras que Metcalf & Eddy (1996) $1 \mu\text{m}$ para COP, para estos sitios de muestreo se supera el tamaño de partícula asociado a las clasificaciones anteriores.

$$y = -0.0008x^2 + 0.1221x - 0.2641 \quad (\text{Ecuación 22})$$

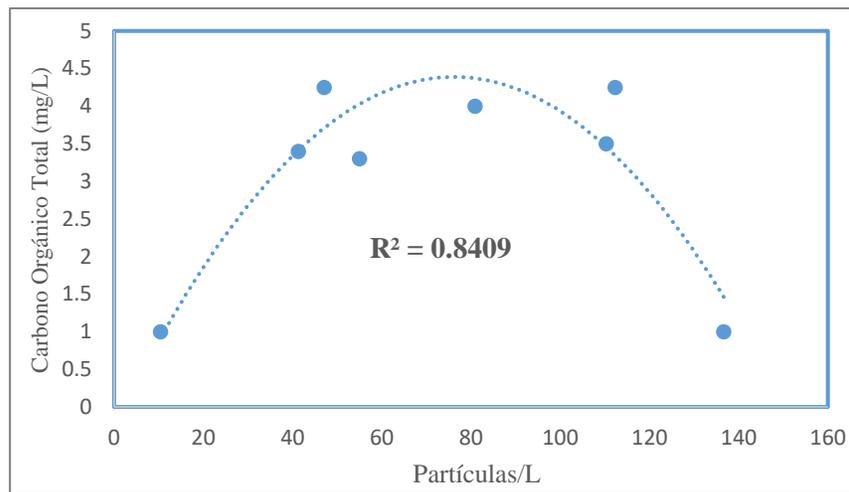


Figura 6.7. Relación entre el volumen de las partículas y Carbono Orgánico Total en efluente de la PP Río Magdalena 1.

6.3.3.2 Temporada de lluvia

Por otro lado, para esta temporada se halló una relación lineal entre el volumen de las partículas y la concentración de COT en el efluente de la PP, se muestra en la Ecuación 23. Dicha relación es aplicable en un intervalo de 215.2 partículas/L a 435.2 partículas/L y a una concentración de 1.95 mg/L a 2.9 mg/L de COT. Para los demás sitios de muestreo no se encontraron relaciones para describir el comportamiento de este parámetro durante la temporada de lluvia.

$$y = -0.0039x + 3.643 \quad (\text{Ecuación 23})$$

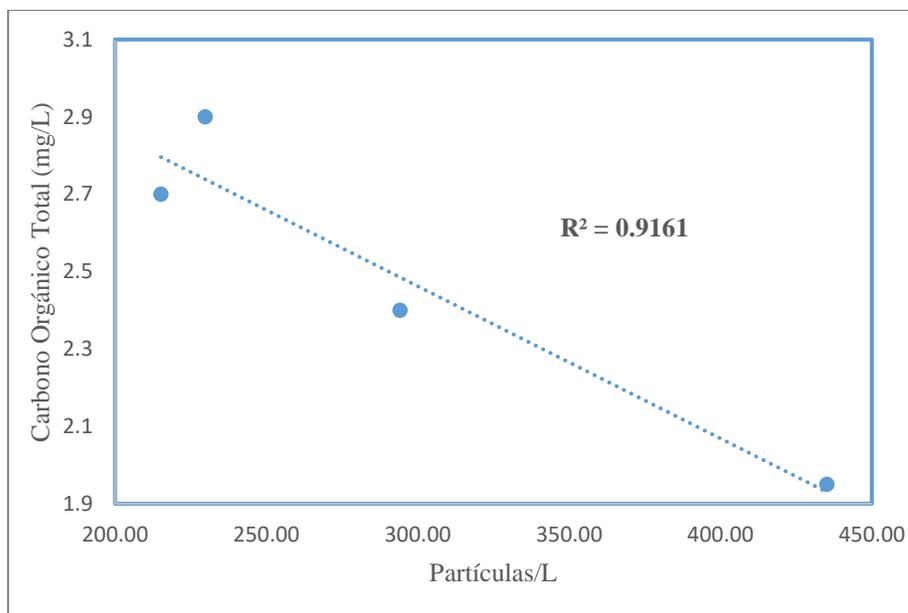


Figura 6.8. Relación entre el volumen de las partículas y Carbono Orgánico Total en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

6.3.4 Color Verdadero

Para este parámetro no se encontraron funciones que relacionen el volumen de las partículas con las determinaciones realizadas en la temporada de estiaje o lluvia para ningún sitio de muestreo. Se piensa que es debido al número de datos analizados, por lo que se, debe incrementar los muestreos ya que los rangos de tamaño de partícula encontrados en los sitios de muestreo ($1.011 \pm 0.44 \mu\text{m}$ a $1.57 \pm 0.44 \mu\text{m}$) no corresponden a los tamaños asociados a este parámetro.

6.3.5 Conductividad Eléctrica

6.3.5.1 Temporada de estiaje

la Figura 6.9, muestra la relación encontrada entre el valor de la Conductividad Eléctrica en el influente de la PP modelo y el volumen de las partículas. La Ecuación 24 es útil en un intervalo de CE de $92.44 \mu\text{S/cm}$ a $109.25 \mu\text{S/cm}$. De acuerdo con esta relación, se puede asumir que no existe un efecto directo entre el cambio en el volumen de las partículas y la CE, es decir, los valores de CE no se ven afectados de manera significativa con cambios en el volumen de las partículas. Por otra parte, en la investigación de Boyd (2017) menciona que el agua de excelente calidad para consumo humano contiene entre $50 \mu\text{S/cm}$ a $500 \mu\text{S/cm}$ de CE, por ello se propone que con la Ecuación 24 se podría monitorear este parámetro en un intervalo de volumen de partículas de 20.53 partículas/L a $8,663$ partículas/L.

$$y = 0.00182x + 934.49 \quad (\text{Ecuación 24})$$

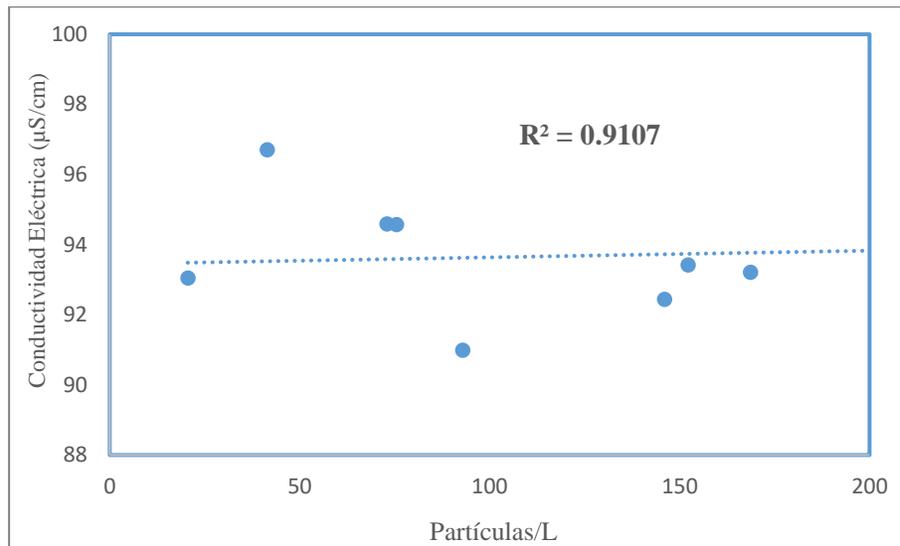


Figura 6.9. Relación entre el volumen de las partículas y Conductividad Eléctrica en influente de la PP Rio Magdalena 1.

6.3.5.2 Temporada de lluvia

En la Figura 6.10 se presenta la relación hallada para la temporada de lluvia en el efluente de la PP entre el volumen de las partículas y la Conductividad Eléctrica, dicha relación se presenta en una ecuación lineal (Ecuación 25) que es aplicable a un intervalo de partículas de 215.2 partículas/L a 435.2 partículas/L y a un rango de CE entre 873.3 μS/cm a 901.2 μS/cm.

$$y = 0.127x + 846.48 \quad (\text{Ecuación 25})$$

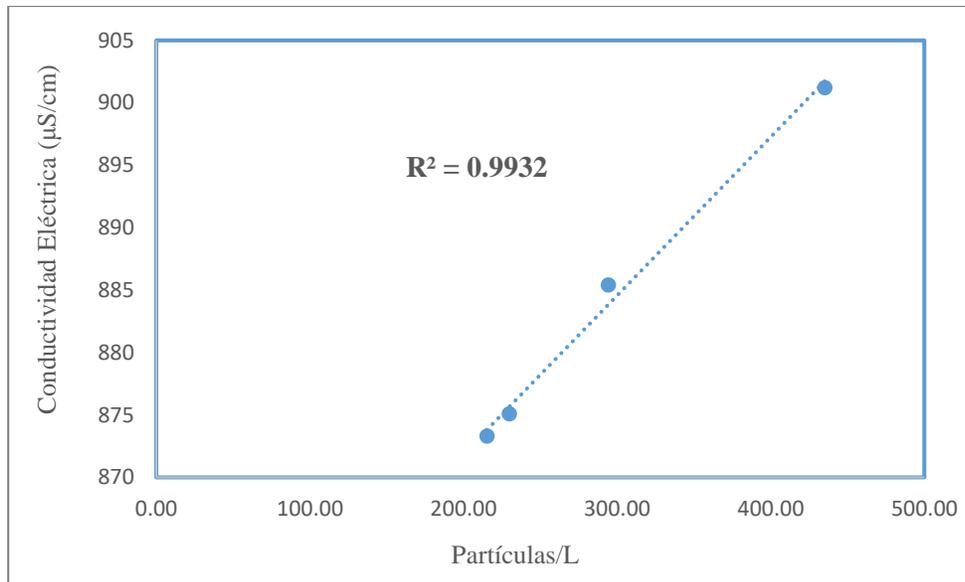


Figura 6.10. Relación entre el volumen de las partículas y Conductividad Eléctrica en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

6.3.6 Demanda Química de Oxígeno

6.3.6.1 Temporada de estiaje

Para este parámetro no se encontraron funciones que relacionen el volumen de las partículas con las determinaciones realizadas en los sitios de muestreo para DQO. Se piensa que es debido a que el tamaño de las partículas halladas supera a lo reportado por autores como Ødegaard (1997), Neis & Theim (1997) Marquet (1999), que en sus investigaciones la contribución principal de DQO la aportan partículas con tamaño de 0.1 µm. Así mismo, se recomienda aumentar el rango inferiro de medición en esta investigación e incrementar el número de muestreos durante la temporada de estiaje.

6.3.6.2 Temporada de lluvia

Para esta temporada se halló una relación lineal que es aplicable a un intervalo de concentración de DQO entre 0.97 mg/L y 4.35 mg/L y para un volumen de partículas entre 215.2 partículas/mL a 435.2 mg/L en el efluente de la planta potabilizadora. Dicha relación se presenta en la Ecuación 27.

$$y = 0.0134x - 1.5628 \quad (\text{Ecuación 27})$$

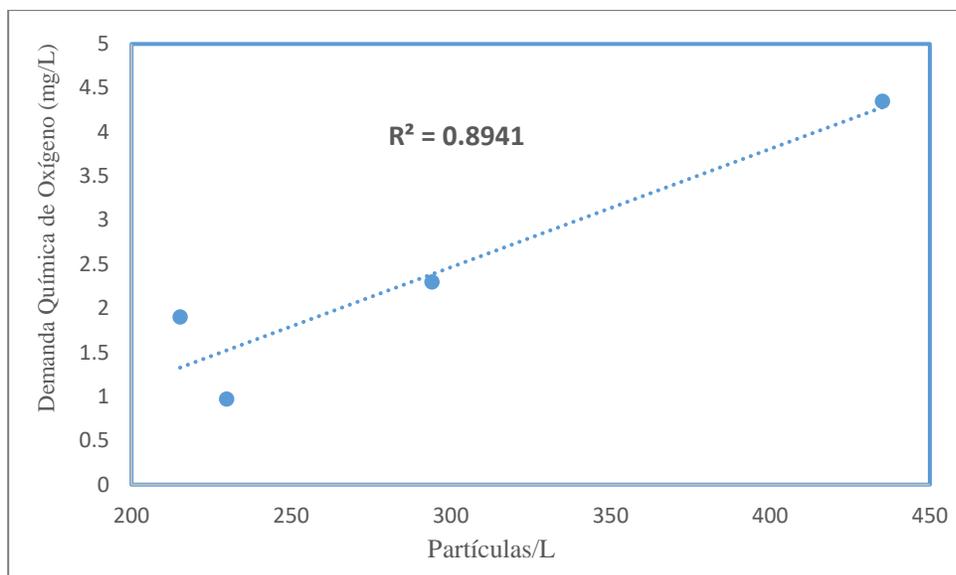


Figura 6.12. Relación entre el volumen de las partículas y DQO en efluente de la PP Río Magdalena 1.

6.3.7 Dureza Total

Para este parámetro no se encontraron funciones que relacionen el volumen de las partículas con las mediciones realizadas en los sitios de muestreo para Dureza Total para la temporada de estiaje y lluvia, se cree que es debido a que el tamaño de las partículas determinadas en los tres sitios de muestreos supera al tamaño, generalmente, asociado a minerales disueltos (0.01 μm a 0.1 μm) y que aportan dureza al agua (McTigue & Cornwell, 1998). Se recomienda aumentar el rango de medición inferior en esta investigación e incrementar el número de muestreos durante la temporada de estiaje

6.3.8 Sólidos Disueltos Totales

Para este parámetro no se encontraron relaciones entre el volumen de las partículas y la concentración de SDT en los sitios de muestreo monitoreados para la temporada de estiaje y lluvia, se piensa que es debido a que el tamaño de las partículas halladas en los sitios supera al tamaño asociado a partículas disueltas (0.01 μm a 0.1 μm) (McTigue & Cornwell, 1998). Por lo que se debería incrementar el rango de medición inferior de la DTP.

6.3.9 Turbiedad

6.3.9.1 Temporada de estiaje

En la Figura 6.9 se presenta la relación lineal encontrada en el efluente de la PP modelo entre el volumen de las partículas y las determinaciones de turbiedad. La Ecuación 23 describe dicha relación, se observa que la función abarca el LMP establecida en la normatividad mexicana para agua de consumo y uso humano (5 NTU).

$$y = 0.0345x + 3.063 \quad (\text{Ecuación 23})$$

De esta forma y para garantizar que el efluente potabilizado en la PP Rio Magdalena 1 cumpla con la NOM-127-SSA1-1994, en cuanto a turbiedad, es necesario garantizar que el efluente producido contenga un volumen de partículas con tamaños de $1.11 \mu\text{m}$ a $1.41 \mu\text{m}$ menor a 41 partículas/L.

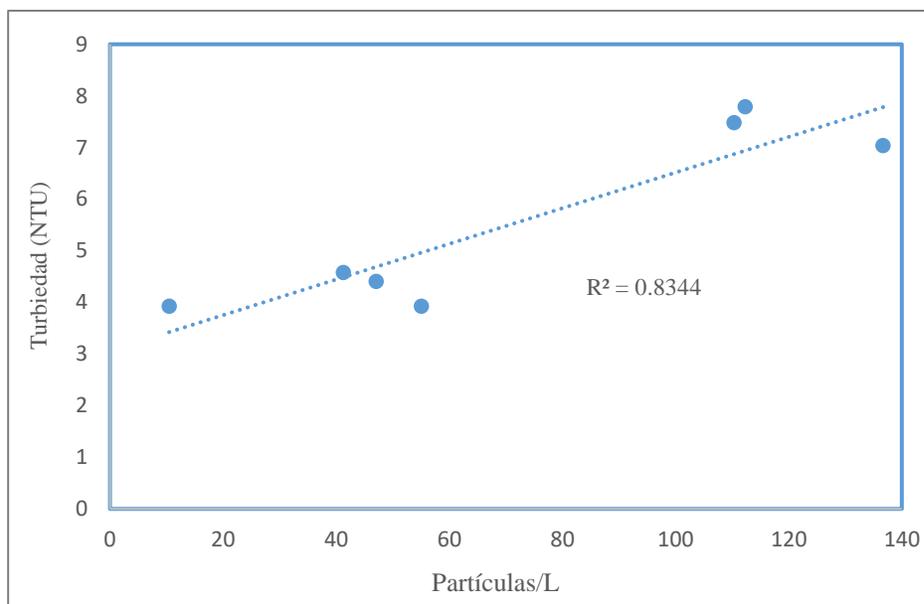


Figura 6.9. Relación entre el volumen de las partículas y Turbiedad en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

6.3.9.2 Temporada de lluvia

En el efluente de la PP se encontró una relación lineal (ver Ecuación 24) aplicable a un volumen entre 215.20 partículas/L a 435.20 partículas/L y a un intervalo de turbiedad entre 4.7 NTU a 5.83 NTU. En la Figura 6.13 se presenta dicha relación y se puede asumir que para el cumplimiento de la NOM-127 el agua debe contener un volumen menor a 215.20 partículas/L.

$$Y = 0.0047x + 6.7477 \quad (\text{Ecuación 24})$$

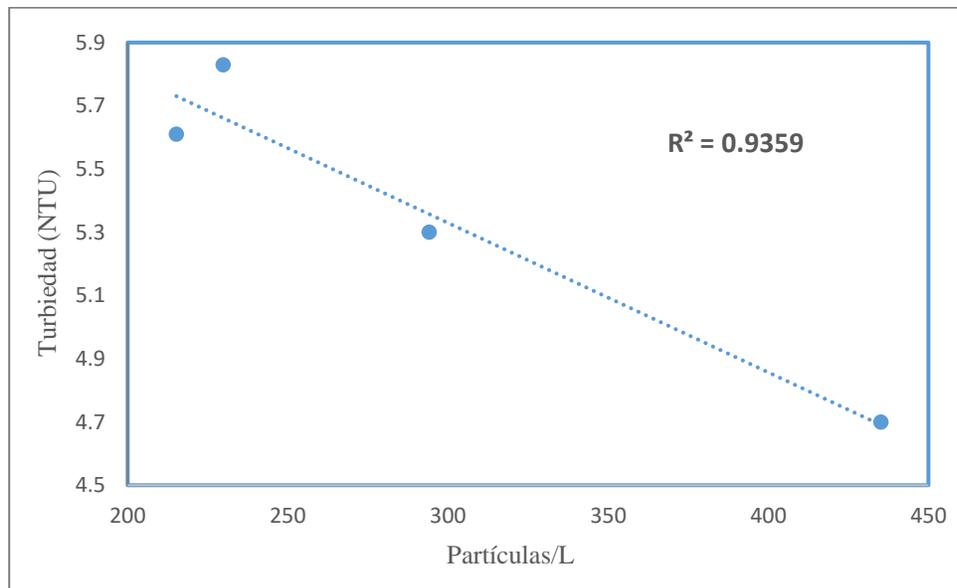


Figura 6.13. Relación entre el volumen de las partículas y Turbiedad en efluente de la PP Río Magdalena 1.

6.3.10 Coliformes fecales y totales

6.3.10.1 Temporada de estiaje

Para estos parámetros no fue posible generar relaciones con coeficientes de determinación ≥ 0.8 con el volumen de las partículas medidos en los sitios de muestreo para esta temporada. Se atribuye a que la MO medida como SST, que incluye a las bacterias (solas o aglomeradas), se asocian a tamaños de partícula inferiores a $1 \mu\text{m}$ (Levine, *et al.*, 1991) y debido a que en los sitios monitoreados de la PP se hallaron tamaños superiores a este valor no fue posible la generación de una función.

6.3.10.2 Temporada de lluvia

Para esta temporada, en la Figura 6.14 se presenta la relación lineal entre el volumen de las partículas (partículas/L) y la concentración de Coliformes Fecales en el influente de la PP, se presenta en la Ecuación 25. Dicha relación es aplicable únicamente a un volumen entre 38.31 partículas/L a 69.69 partículas/L y a una concentración de Coliformes Fecales entre 10 UFC/100 mL a 30 UFC/mL.

$$y = 0.4904x - 6.2947 \quad (\text{Ecuación 25})$$

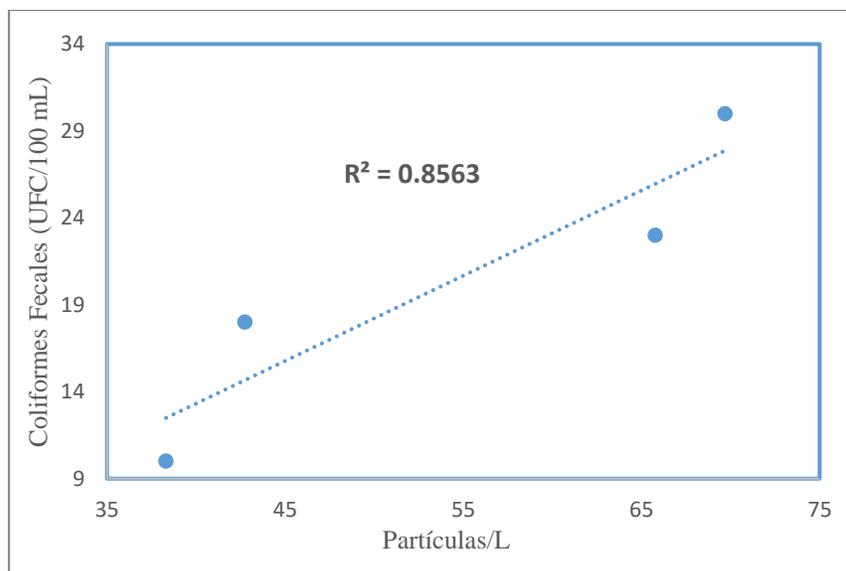


Figura 6.14. Relación entre el volumen de las partículas y Coliformes Fecales en el influente de la PP Río Magdalena 1.

A continuación, en la Tabla 6.3 se presentan las relaciones halladas en la presente investigación, en orden alfabético, entre los parámetros monitoreados en las temporadas de estiaje y lluvia con el volumen de partículas presentes (Partículas/L) en las muestras recolectadas en la PP Río Magdalena 1.

Tabla 6.3. Resumen de relaciones halladas en esta investigación.

PARÁMETRO	SITIO	TEMPORADA	R ² DE LA REALCIÓN CON DTP
Absorbancia UV ₂₅₄	Influente	Estiaje	0.8927
	Filtros	Lluvia	0.9949
Alcalinidad Total	Influente	Estiaje	0.8366
COT	Efluente	Estiaje	0.8409
		Lluvia	0.9161
Coliformes Totales y Fecales	Influente	Lluvia	0.8563
Conductividad Eléctrica	Influente	Estiaje	0.9107
	Efluente	Lluvia	0.9932
DQO	Efluente	Lluvia	0.8941
Turbiedad	Efluente	Estiaje	0.8344
		Lluvia	0.9359

6.4 APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA

Para el desarrollo de este apartado se contó con datos históricos de la calidad del agua para los años de 2010 a 2021 del efluente de la PP para diversos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para la temporada de lluvias y estiaje. Se decidió realizar el análisis de los datos acorde con la metodología propuesta por Stoner (1978) para los años de 2017, 2018, 2019 y 2021 debido a que en ese período de tiempo se cuenta con valores para todos los parámetros seleccionados y es posible desarrollar la estimación del ICADS.

El procesamiento de datos de Tipo I para la temporada de estiaje del efluente de la PP Río Magdalena I se presenta en la Tabla 6.1. En general, la calidad del efluente dista de ser agua apta para consumo y uso humano con base en los parámetros analizados y disponibilidad de estos ya que se rebasa al menos uno de los valores de los parámetros analizados. Se observa que el año 2018 y 2021 presentan un ICADS de -100 (la concentración de AI y CT sobrepasa el LMP, respectivamente), siendo los mejores durante el periodo analizado. Mientras, que para los años de 2010 – 2015 y 2017 se carecían de datos de diversos parámetros por lo que no fue posible determinar los valores de las propiedades de Tipo I para esos años. Como se mencionó anteriormente, el fundamento del algoritmo de cálculo es un filtro **go o no – go**, por lo que, el efluente de la PP se consideró como no apta para abastecimiento público. También, se observa que en los años de 2013 – 2016, 2019 y 2021 hubo presencia de coliformes totales (CT) (la normatividad aplicable para agua de consumo y uso humano en México estipula la ausencia de este grupo de bacterias). Y, por último, en el año 2016 se rebasó el LMP para bario.

Los resultados del ICADS para propiedades de Tipo I muestran (Tabla 6.4) que el agua no es apta para su distribución debido, principalmente, por la disponibilidad de datos o por la composición de esta. Por ello, se hace hincapié en el monitoreo de manera periódica de las concentraciones de estos parámetros, así como el acceso y disponibilidad de la información generada para dar prioridad en la implementación de soluciones integrales para reducir y tratar contaminantes específicos.

Tabla 6.4. Resultados del ICADS para propiedades de Tipo I del efluente de la PP Rio Magdalena I en temporada de estiaje.

AÑO DE MUESTREO	Al	As	Ba	Cd	Cr	Pb	Se	CT	RESULTADO
NORMA--->	0.20	0.025	0.70	0.005	0.05	0.01	0.04	0	
UNIDAD--->	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	col/100 mL	
2017	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓	X	-200 (No apta)
2018	X	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	-100 (No apta)
2019	X	✓	✓	✓	✓	✓	✓	X	-200 (No apta)
2021	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	X	-100 (No apta)

✓: El valor reportado está por debajo o es igual al LMP; X: El valor está por encima del LMP.

Los resultados del procesamiento de las propiedades de Tipo I para la temporada de lluvias del año 2017 a 2021 del efluente de la PP Rio Magdalena I se presentan en la Tabla 6.5. Se observa que en estos años el resultado del ICADS es cero debido a que los parámetros monitoreados no rebasan los LMP establecidos en la NOM-127-SSA1-1994. Mientras que para los demás años no se contó con datos disponibles para su análisis y por ello el agua potabilizada se puede considerar como no apta para abastecimiento. Es importante destacar, con base al análisis de los datos históricos, que en los de 2013 a 2015 hubo presencia de bacterias coliformes fecales.

Tabla 6.5. Resultados del ICADS para propiedades de Tipo I del efluente de la PP Rio Magdalena I en temporada de lluvia.

AÑO DE MUESTREO	Al	As	Ba	Cd	Cr	Pb	Se	Coliformes Totales	RESULTADO
NORMA--->	0.20	0.025	0.70	0.005	0.05	0.01	0.04	0	
UNIDAD--->	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	col/100mL	
2017	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	0 (Apta)
2018	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	0 (Apta)
2019	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	0 (Apta)
2021	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	0 (Apta)

✓: El valor reportado está por debajo o es igual al LMP.

El procesamiento de los datos Tipo II conforme a las Funciones de Calidad (FC) y a los Factores de Clasificación Relativa (FCR) establecidos previamente para la temporada de estiaje de la PP Rio Magdalena I se presentan en la Tabla 6.6, así como el resultado final del ICAST que se determinó como la adición de los efectos de las propiedades de Tipo I y II. Se observa que los datos obtenidos para el ICAST de los años 2017, 2018 y 2019 el agua es no apta para su distribución debido a que se superó el límite de uno o dos parámetros de Tipo I, mientras que, para los años de 2010 a 2016 el agua es no apta debido a falta de datos de Tipo I, y en consecuencia el resultado del ICADS sería ERROR por la no aplicación de las funciones de calidad ni la de los factores de clasificación relativa. Es importante recalcar que en ningún año se superan los LMP para propiedades de Tipo II. Para el año 2017 los parámetros de Tipo I bario y coliformes totales superaron el LMP, mientras que en el año de 2018 se superó el límite para la concentración de aluminio y en el año 2019 se superó el límite para aluminio y coliformes totales. Por esta razón el agua es no apta para distribuir.

Tabla 6.6. Resultado final del ICADS del efluente de la PP Rio Magdalena I en temporada de estiaje.

AÑO DE MUESTREO	PARÁMETROS DE TIPO I	PARÁMETROS DE TIPO II	RESULTADO ICADS	COMENTARIO
2017	-200	70.77	-129.23	Agua no apta por superar el límite de dos parámetros Tipo I (Ba y Coliformes totales).
2018	-100	61.53	-38.47	Agua no apta por superar el límite de un parámetro de Tipo I (Al).
2019	-200	65.88	-134.12	Agua no apta por superar el límite de dos parámetros de Tipo I (Al y Coliformes Totales).
2021	-100	62.45	-37.55	Agua no apta por superar el límite de dos parámetros de Tipo I (Coliformes Totales).

El procesamiento de los parámetros de Tipo II establecidos previamente para la temporada de lluvias de la PP Rio Magdalena 1 se presentan en la Tabla 6.7. Se observa que solamente los años 2017, 2018, 2019 y 2021 cumplieron con lo establecido para considerar el agua como aceptable para uso y consumo humano, de acuerdo con el análisis propuesto, el resto de los años fallaron por distintas razones como se resume en la tabla. Para estos años todos los valores reportados para parámetros Tipo I fueron menores al límite establecido y el efecto aditivo de procesar

los valores de los parámetros Tipo II fue de 77.92, 83.84, 75.12 y 83.08, respectivamente. Debido a que estos valores finales del ICADS son cercanos al valor al óptimo (100) se concluye que el agua potabilizada es apta para consumo y uso humano. Para el resto de los años (de 2010 a 2016), el agua se reporta como no apta para ser abastecida por no contar con datos de monitoreo de los parámetros necesarios para desarrollar el ICADS.

Los problemas de calidad del agua en México son similares a los enfrentados por otros países de América Latina. Sin embargo, la experiencia internacional muestra que con tiempo, inversión y programas adecuados esto se puede revertir. El primer paso es identificar problemas específicos de cada PP, el segundo paso consiste en plantear metas medibles y verificables en cuanto a calidad. Por otro lado, como se observa a partir de los resultados, la construcción de plantas de tratamiento de agua no es suficiente para mejorar la calidad del agua. De acuerdo con los hallazgos, aumentar el volumen tratado tiene un efecto contraproducente; esto debido a dos razones indicadas por Jiménez (2007): a) la construcción de las plantas potabilizadoras no garantiza su operación y b) cuando éstas operan, no hay seguridad de que el agua tratada cumpla con las normas estipuladas, de ahí que el agua se puede tratar de manera insuficiente y, por lo tanto, no mejorar su calidad.

Tabla 6.7. Resultado final del ICADS del efluente de la PP Rio Magdalena I en temporada de lluvia.

AÑO DE MUESTREO	PARÁMETROS DE TIPO I	PARÁMETROS DE TIPO II	RESULTADO ICA	COMENTARIO
2017	0	77.92	77.92	Agua apta para consumo y uso humano.
2018	0	83.84	83.84	Agua apta para consumo y uso humano.
2019	0	75.12	75.12	Agua apta para consumo y uso humano.
2021	0	83.08	83.08	Agua apta para consumo y uso humano.

7. CONCLUSIONES

Con base en los resultados mostrados en esta investigación, se llegó a las siguientes conclusiones.

- Es posible emplear la técnica de Distribución de Tamaño de Partícula (DTP) en volumen (partículas/L) para determinar el contenido de algunos contaminantes en línea en el agua de proceso y potabilizada en la PP Río Magdalena 1 con la ventaja de generación de los resultados en aproximadamente tres minutos y con un costo considerablemente menor respecto a las técnicas convencionales de calidad.
- Para el aseguramiento de la calidad del efluente potabilizado en la PP Río Magdalena 1 para ambas temporadas es necesario que el agua contenga un volumen de partículas con tamaños de 1.11 μm a 1.41 μm menor a 41 partículas/L para garantizar el cumplimiento del LMP de la normatividad aplicable para turbiedad, mientras que para el parámetro de COT el volumen de las partículas debe ser de 10.45 partículas/L a 136 partículas/L para garantizar concentraciones inferiores a 4.5 mg/L y cumplir con la recomendación de 16 mg/L de la OMS (2011). Por último, en el influente de la PP se hallaron tres relaciones entre el volumen de las partículas y parámetros como Absorbancia UV_{254} (aplicable en un intervalo de 2 cm^{-1} a 2.8 cm^{-1} y a un rango de volumen de 20.51 partículas/L a 168.9 partículas/L), alcalinidad total (correspondiente a un volumen de 20.51 partículas/L a 169 partículas/L y a un intervalo de concentración de 46.2 mg CaCO_3/L a 75 mg CaCO_3/L) y para conductividad eléctrica (aplicable en un intervalo de volumen de partículas de 20.53 partículas/L a 8,663 partículas/L) que resultan útiles para la operación y evaluación de la planta.
- A pesar de que el número de determinaciones de DTP y parámetros convencionales de calidad del agua fueron limitados por las restricciones ocasionadas por la pandemia, se establece que la DTP es una herramienta útil y que las relaciones encontradas permiten conocer de manera indirecta los valores de absorbancia UV_{254} , conductividad eléctrica y turbiedad, así como las concentraciones de alcalinidad total, coliformes fecales, COT, conductividad eléctrica y DQO tanto para la temporada de lluvia como para estiaje al obtener un factor de relación de 0.8.

- Se encontró que existe relaciones lineales entre la Distribución de Tamaño de Partícula en volumen y para turbiedad en el efluente de la planta para ambas temporadas y una relación polinómica con los valores de absorbancia UV₂₅₄ en el influente.
 - i. Las ecuaciones obtenidas para conocer los valores de turbiedad para las distintas temporadas deberán utilizarse de forma independiente. Para la temporada de estiaje, la ecuación fue establecida en un intervalo de 3 NTU a 8 NTU y a un volumen de partículas inferior a 41 partículas/L, resultando la ecuación, turbiedad (NTU) = [0.0345 * (volumen de las partículas)] + 3.063. Por otro lado, para la temporada de lluvia la ecuación fue establecida en un intervalo de 4.7 NTU a 5.83 NTU y a un volumen entre 215.20 partículas/L a 435.20 partículas/L, obteniendo la ecuación, turbiedad (NTU) = [0.0047 * (volumen de las partículas)] + 6.7477 con coeficiente de relación de 0.93.
 - ii. La ecuación para determinar los valores de absorbancia UV₂₅₄ fue establecida en un intervalo de 2 cm⁻¹ a 2.8 cm⁻¹ y a un volumen de partículas de 20.51 partículas/L a 168.9 partículas/L. Resultando la ecuación general Abs UV₂₅₄ (cm⁻¹) = [4x10⁻⁵ * (volumen de las partículas)²] – [0.013 * (volumen de las partículas)] + 3.0413.
- El análisis estadístico (ANOVA) para la temporada de estiaje determina que los parámetros absorbancia UV₂₅₄, color verdadero, SDT y turbiedad los valores resultantes no representan diferencias significativas entre las barreras del sistema de potabilización, mientras que para la DTP, coliformes fecales y totales, COT y DQO si la hay, lo cual indica que estos parámetros resultan relevantes para evaluar el desempeño del sistema de potabilización durante esta temporada. Mientras que, para la época de lluvia parámetros como color verdadero, DQO, SDT y turbiedad resultan críticos para la evaluación de la eficiencia de la planta potabilizadora.
- La evaluación de la calidad del agua mediante el uso del ICA a partir de los años monitoreados por el SACMEX y datos obtenidos durante esta investigación para las temporadas de estiaje y lluvia ha evidenciado que no existe un monitoreo continuo de los parámetros establecidos por la NOM-127-SSA1-1994. De los distintos años evaluados, únicamente se cumplió con las condiciones establecidas por el índice para agua apta de consumo y uso humano en los años 2017, 2018 y 2019 durante la temporada de lluvia. Mientras que, para la temporada de estiaje parámetros como aluminio, bario y coliformes totales sobrepasaron la concentración límite para asumir que el agua es segura para el abastecimiento público. Además, no hay presencia de datos que confirmen

que existe una vigilancia de la calidad del agua abastecida por parte del organismo operador.

- Se establece que los parámetros críticos para el aseguramiento de la calidad del agua para uso y consumo humano es la DTP debido a su importancia para el control y operación de las unidades de tratamiento, por ejemplo, durante la desinfección se relacionaron a las partículas remanentes mayores a 7 μm afectan su eficiencia (Cairns, et al., 1993), además de que es un parámetro que permite relacionar el contenido de algunos contaminantes de forma rápida para realizar modificaciones en la operación de la planta, y por último la concentración de cloro libre residual para la inactivación de microorganismos (coliformes totales y coliformes fecales) durante el abastecimiento del agua potabilizada.

8. REFERENCIAS

1. Abbasi, S. & Arya, D., 2000. *Environmental Impact Assessment*. Segunda ed. Nueva Delhi, India: Discovery Publishing House.
2. Abbasi, T. & Abbasi, S., 2012. *Water Quality Indices*. Primera ed. Reino Unido: Elsevier.
3. Adin, A., 1999. Particle characteristics: A key factor in effluent treatment and reuse. *Wat. Sci. Tech.*, 4(40), pp. 67-74.
4. Adin, A. & Asano, T., 1998. The role of physical-chemical treatment in wastewater reclamation and reuse. *Wat. Sci. Tech.*, 10(37), pp. 79-90.
5. Alamo, J., 2019. *Hermanos Alamo*. [En línea] Recuperado de: <http://www.hermanos-alamo.com/aparato-andreasen> [Último acceso: 24 abril 2020].
6. Allen, T., 1997. *Particle Size Measurement*. Quinta ed. Denver, Colorado, EE. UU.: Great Britian: CHAPMAN & HALL.
7. Almeida-Leñero, L. y otros, 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. *Gaceta Ecológica*, 84(85), pp. 53-64.
8. Almeida, L. & Jujnovsky, J., 2014. *Agua para el D.F., el caso de la cuenca del río Magdalena*. Ciudad de México, Facultad de Ciencias-UNAM.
9. ANIC, 1995. *Mexico City's Water Supply*. Primera ed. Washington, D.C., Estados Unidos de América: Academia Nacional de la Investigación Científica, A.C.
10. Anon, A., 1993. Sampling of coal and coke. *British Standard*, 1017(1), pp. 23-35.
11. Aristegui, C., 2018. *Aristegui Noticias*. [En línea] Recuperado de: <https://aristeguinoticias.com/0411/mexico/se-desperdicia-40-de-agua-por-fugas-en-la-cdmx-sacmex/> [Último acceso: 25 septiembre 2019].
12. AWWA, 2011. Particle and Natural Organic Matter Removal in Drinking Water. *AWWA Manual M37*, 6(25), pp. 1-16.

13. AWWA, 2011. Particle and Natural Organic Matter Removal in Drinking Water Treatment. En: *Operational Control of Coagulation and Filtration Processes*. Washington, DC: American Water Works Association, pp. 1-16.
14. Barker, D., Mannucchi, G. & Salvi, S., 1999. Characterisation of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents. *Water Res.*, 10(33), p. 2499–2510.
15. Barry, W. & Finch, J., 2016. Particle size analysis. *Will's Mineral Processing Technology*, 6(22), pp. 91-107.
16. Barsotti, G., 1998. Count matching in-situ particle counts to scanning electron microscopic counts for treatment facility process control. *Proceedings of the 1998 AWWA Water Quality Technology Conference*, 12(2), pp. 216-230.
17. Beckman-Coulter, 2018. *Beckman Coulter. Life Sciences*. [En línea] Recuperado de: <https://www.beckman.mx/cell-counters-and-analyzers/multisizer-3/6605697> [Último acceso: 13 marzo 2020].
18. Bernhardt, C., 1994. *Particle size analysis: Classification and sedimentation techniques*. Quinta ed. Nueva York, Estados Unidos: Chapman & Hall.
19. Brodský, A., Prochazka, T. & Vydrova, H., 1970. Classification of organic pollution in surface water. *Journal American Water Works Association*, 20(67), pp. 386-390.
20. Cadle, R., 1955. *Particle Size Determination*. Primera ed. Nueva York, EE. UU.: Interscience Publishers, INC.
21. Carrión, F., 1992. Caracterización del tamaño de los sistemas dispersos. *Tamaño de partícula en dispersión*, 8(101), pp. 49-59.
22. Chaignon, V., Lartiges, B. & El-Samrani, A., 2002. Evolution of size distribution and transfer of mineral particles between flocs in activated sludges: An insight into floc exchange dynamics. *Water Res.*, 5(36), p. 676–684.
23. Chávez, A., 2004. *Optimización del tratamiento primario avanzado vía distribución de tamaño de partícula*. Ciudad de México, México: UNAM.
24. Chávez, A., Jiménez, B. & Maya, C., 2008. Evaluación de la calidad microbiológica del agua de riego a través del tamaño de partícula. *Ingeniería hidráulica en México*, 4(23), pp. 91-101.

25. Clementi, A., 2011. *Caracterización de partículas nanométricas por técnicas de dispersión de luz. Estimación de distribuciones de tamaños en látex poliméricos.* Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral .
26. CNF, 2015. *Hacia una Ciudad de México sensible al agua*, Ciudad de México, México: Banco de desarrollo de América Latina.
27. CONAGUA, 2014. Diseño de plantas potabilizadoras de tecnología simplificada. En: CONAGUA, ed. *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento.* Ciudad de México, México: SEMARNAT, pp. 113-126.
28. CONAGUA, 2015. *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación*, Ciudad de México, México: SEMARNAT.
29. CONAGUA, 2018. *Estadísticas del Agua en México* , Ciudad de México: SEMARNAT.
30. CONAGUA, 2018. *Sistema Nacional de Información del Agua.* [En línea] Recuperado de: <http://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php> [Último acceso: 18 Septiembre 2019].
31. CONAGUA, 2019. *Indicadores de la calidad del agua.* Primera ed. Ciudad de México, México: SEMARNAT.
32. Conesa, J., 2017. *Reacciones sólido-fluido no catalíticas.* Primera ed. Alicante, España: Universidad de Alicante.
33. Coulter, W., 1956. *Proc. Soc. Nut. Electronics Cog.*. Estados Unidos, Patente nº 2,656,308.
34. Darvishi, G., Golbabaeei-Kootenaeei, F., Ramezani, M. & Lotfi, E., 2016. Comparative Investigation of River Water Quality by OWQI, NSFQI and Wilcox Indexes. *Archives of Environmental Protection*, 42(1), pp. 41-48.
35. Dogruel, S., T., O.-H. & Z., K., 2009. Effect of Fenton's oxidation on the particle size distribution of organic carbon in olive mill wastewater. *Water Res.*, 22(43), p. 3974–3983.
36. Dulekgurgen, E., Dogruel, S., Karahan, O. & Orhon, D., 2006. Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability. *Water Research*, Issue 40, pp. 276-282.

37. DuMars, C., Herrera, I., Cech, I. & Crane, R., 1995. *Mexico City's Water Supply: Improving the Outlook for Sustainability*. Primera ed. Washington D.C., EE. UU.: National Academy Press.
38. Eddy, M. &., 1996. *Wastewater engineering - treatment, disposal and reuse*. Cuarta ed. Nueva York, Estados Unidos: McGraw Hill.
39. Eisnor, D., O'Leary, K. & Gagnon, G., 2001. Evaluation of Particle Removal at Water Treatment Plants in Nova Scotia. *Water Qual. Res. J. Canada*, 36(1), pp. 105-119.
40. García, J., 2010. *Influencia de los procesos biológicos de depuración en la distribución y tamaño de partículas en tratamientos de aguas residuales urbanas*. Primera ed. Granada, España: Universidad de Granada.
41. GDF, 2005. *Programa delegacional de desarrollo urbano para la delegación de Magdalena Contreras del Distrito Federal*, Ciudad de México, México: Órgano de gobierno del Distrito Federal.
42. GDF, 2006. *Programa delegacional de desarrollo urbano de Magdalena Contreras*, Ciudad de México: Jefatura de gobierno del Distrito Federal.
43. GDF, 2018. *Corte del sistema Cutzamala*. Ciudad de México, México, Gobierno de la Ciudad de México.
44. Gitau, M., Chen, J. & Z., M., 2016. Water Quality Indices as Tools for Decision Making and Management. *Water Resour Manage*, Issue 30, pp. 2591-2610.
45. Gleick, P., 2002. The biennial report on freshwater resources 2002-2003. *The World's Water 2002-2003*, 3(2), pp. 15-26.
46. González, R., Hernández, M. & Perló, C., 2010. Rescate de ríos urbanos. *Programa Universitario de Estudios Sobre la Ciudad, Coordinación de Humanidades*, 2(8), pp. 109-119.
47. Guangqi, L., Yongpeng, X., Yanhong, K. & Lihui, J., 2008. Research on micro-particles distribution character in water treatment processes. *Water Science & Technology: Water Supply–WSTWS*, Issue 8, pp. 25-30.
48. Haase, J. y otros, 2003. Qualidade das águas superficiais do litoral norte e médio do Rio Grande do Sul. *In Proceedings of the 22 Congresso brasileiro de engenharia sanitaria e ambiental*, Volumen 17, pp. 51-67.

49. Hinds, W., 1982. *Aerosol Technology*. Primera ed. Nueva Jersey, Estados Unidos: John Wiley and Sons, Inc.
50. Ho-Kyong, S., Seung-Hyun, K., Laszlo, E. & Saravanamuthu, V., 2006. Analytical methods of size distribution for organic matter in water and wastewater. *Korean J. Chem. Eng.*, 4(23), pp. 581-591.
51. House, M., 1986. *Water Quality Indices (Tesis de Doctorado)*. Londres, Inglaterra: Middlesex University.
52. Hulst, V. d., 1957. *Light Scattering by Small Particles*. En: Nueva York, Estados Unidos: H. John Wiley & Sons.
53. IEDF, 2010. *Sistema de consulta de resultados de la elección de comités ciudadanos y consejo de los pueblos*. [En línea] Recuperado de: <http://secure.iedf.org.mx/screc2010/delegacion.php?del=LA%20MAGDALENA%20CONTRERAS> [Último acceso: 5 noviembre 2019].
54. INEGI, 2013. Valoración de los componentes del balance hídrico usando información estadística y geográfica: la cuenca del Valle de México. *Revista internacional de Estadística y Geografía*, 4(3), pp. 4-92.
55. INEGI, 2015. *Encuesta intercensal*, Ciudad de México, México: INEGI.
56. INEGI, 2016. *Cuéntame... de México*. [En línea] Recuperado de: <http://cuentame.inegi.org.mx/glosario/r.aspx?tema=G> [Último acceso: 4 noviembre 2019].
57. Jiménez, A., 2015. *Infraestructura para el aprovechamiento integral del agua*. Ciudad de México, México, Senado de la República.
58. Jiménez, B., 2001. *La contaminación ambiental en México: Causas, efectos y tecnología*. Primera ed. Ciudad de México, México: Limusa.
59. Jiménez, B., Garduño, R. & Domínguez, R., 1998. Water availability in Mexico considering quantity, quality and uses. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 1(24), pp. 1-7.
60. Jujnovsky, J., 2006. *Servicios ecosistémicos relacionados con el recurso agua en la cuenca del río Magdalena. Tesis de Maestría*. Ciudad de México, México: Facultad de Ciencias-UNAM.

61. Jujnovsky, J. & Almeida-Leñero, L., 2010. Hydrologic ecosystem services: water quality and quantity in the Magdalena River, Mexico City. *Hidrobiológica*, 2(20), pp. 113-120.
62. Kachroud, M., Trolard, F. & Kefi, M., 2019. Water Quality Indices: Challenges and Application Limits in the Literature. *Water*, 361(11), pp. 1-26.
63. Kazi, T. y otros, 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, Issue 72, pp. 301-309.
64. Lawler, D., 1997. Particle Size Distributions in Treatment Process: Theory and Practice. *Wat. Sci. Tech.* , 36(4), pp. 15-23.
65. Lawler, D., O'Melia, C. & Tobiasson, I., 1980. Integral Water Treatment Plant Design: From particle size to plant performance. *Particles in water*, Issue 189, pp. 353-388.
66. Legorreta, J., 2009. *Ríos, lagos y manantiales del Valle de México*. Primera ed. Ciudad de México, México: Universidad Autónoma Metropolitana, Gobierno del Distrito Federal.
67. Legorreta, J., 2009. *Ríos, lagos y manantiales del Valle de México*.. Primera ed. Ciudad de México, México: Universidad Autónoma Metropolitana, Gobierno del Distrito Federal.
68. Leiviskä, T., Nurmesniemi, H. & Pöykiö, R., 2008. Effect of biological wastewater treatment on the molecular weight distribution of soluble organic compounds and on the reduction of BOD, COD and P in pulp and paper mill effluent. *Water Res.*, 13(42), pp. 3952-3960.
69. León, L. & González, J., 1992. *La Red Nacional de Monitoreo en RAISON, Informe Técnico CH-9202/01: Transferencia del Sistema RAISON a la Gerencia de Calidad del Agua*. Primera ed. Ciudad de México, México: Instituto México de Tecnología del Agua.
70. Levine, A., Tchobanoglous, G. & Asano, T., 1991. Particle Contaminants in Wastewater: A Comparison of Measurement Techniques and Reported Particle Size Distributions. *Fluid and Particle Separation Journal*, 8(25), pp. 88-106.

71. Levine, A., Tchobanoglous, G. & Takashi, A., 1985. Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: Treatment and reuse implications. *Water Pollution Control Federation Journal*, 7(57), pp. 805-816.
72. Lewis, C., Hargesheimer, E. & Yentsch, C., 1992. Selecting Particle Counters for Process Monitoring. *Journal American Water Works Association*, 23(48), pp. 46-53.
73. Lloyd, P., 2003. Particle Size Analysis. *Encyclopedia of Physical Science and Technology*, 3(1), pp. 649-654.
74. Logan, B. & Wagenseller, G., 2000. Molecular size distributions of dissolved organic matter in wastewater transformed by treatment in a full-scale trickling filter. *Water Environ Res.*, 20(72), pp. 277-290.
75. Lumb, A., Sharma, T. & Bibeault, J., 2011. A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. *Water Qual Expo Health*, 3(11), pp. 11-24.
76. Malpei, F., Rozzi, A., Colli, S. & Uberti, M., 1997. Size distribution of TOC in mixed municipal-textile effluents after biological and advanced treatment. *J. Membrane Sci.*, 71(131), pp. 78-89.
77. Malvern, 2016. *Malvern Panalytical*. [En línea] Recuperado de: <https://www.malvernpanalytical.com/es/products/technology/light-scattering/dynamic-light-scattering> [Último acceso: 3 marzo 2020].
78. Maron, R., 2014. *Low maintenance, real-time tracking of particle size in individual hydrocyclones for process optimization*. Santiago, Chile, Encuentro International de Mantenedores de Plantas Mineras (MAPLA).
79. Martínez, E., 2005. Errores frecuentes en la interpretación del coeficiente de determinación lineal. *Anuario Jurídico y Económico Escurialense*, XXXVII, Issue 113, pp. 315-332.
80. Masse, L., D., M. & V., B., 2005. Size distribution and composition of particles in raw and anaerobically digested swine manure. *Trans-Am Soc Agri Eng.*, 25(48), p. 1943–1949.
81. Matsumoto, M., 1982. Filtration of primary effluent. *J. Water Pollut Control Fed*, 54(1581), pp. 84-96.

82. Mazumder, M., Sharma, R., Biris, A. & Horenstein, M., 2011. Electrostatic Removal of Particles and its Applications to Self-Cleaning Solar Panels and Solar Concentrators. *Developments in Surface Contamination and*, 6(25), pp. 456-469.
83. Micrometecs, 2010. *Micrometecs*. [En línea] Recuperado de: <https://www.micromeritics.com/product-showcase/Elzone-II-5390/Elzone-II-5390-Spanish-Translation.aspx> [Último acceso: 13 marzo 2020].
84. Milton, A., 2018. Particle size distribution as an emerging tool for the analysis of wastewater. *Environmental Technology Reviews*, 7(1), pp. 274-290.
85. Minitab, 2019. *Seleccionar las opciones de análisis para Prueba de valores atípicos*. [En línea] Recuperado de: <https://support.minitab.com/es-mx/minitab/18/help-and-how-to/statistics/basic-statistics/how-to/outlier-test/perform-the-analysis/select-the-analysis-options/> [Último acceso: 12 enero 2021].
86. Mourato, D. & Carscadden, G., 1998. The role of particle count analyzers as an on-line integrity tool for immersed membrane plants. *Proceedings of the AWWA Conference*, 30(15), pp. 12-39.
87. Murugananthan, M., Raju, G. & S., P., 2004. Separation of pollutants from tannery effluents by electro flotation. *Separ Purif Technol.*, 48(48), p. 69–75.
88. Neis, U. & Tiehm, A., 1997. Particle size analysis in primary and secondary wastewater effluents. *Wat. Sci. Tech.*, 4(36), pp. 151-158.
89. Ødegaard, H., 1979. Chemical floc formation in wastewater treatment. An introduction. *Wat. Sci. Tech.*, 10(26), pp. 103-110.
90. Ødegaard, H., 1998. Particle separation in the primary step of wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 10(37), pp. 43-53.
91. Painter, H., 1973. Organic compounds in solution in sewage effluents. *Chem. Ind*, 12(812), pp. 822-830.
92. Perló, M. & Zamora, I., 2017. Perspectivas ambientales sobre la contaminación y recuperación del Río Magdalena en la Ciudad de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 3(33), pp. 377-391.

93. Riyad, R. & Clayton, F., 1963. *Particle Size: Measurement, Interpretation, and Application*. Primera ed. Nueva York, EE. UU.: John Wiley & Sons, Inc.
94. SACMEX, 2008. *Compendio*, Ciudad de México, México: Sistema de Aguas de la Ciudad de México.
95. SACMEX, 2012. *El gran reto del agua en la Ciudad de México*. Primera ed. Ciudad de México, México: Sistema de Aguas de la Ciudad de México.
96. Salama, A., 2000. Mechanical techniques: Particle size separation. *Encyclopedia of Separation Science*, 3(12), pp. 45-53.
97. Sales, J., López, M. & Contreras, L., 2002. La importancia de rescatar, preservar, mantener y cuidar la micro cuenca del Río Magdalena, Distrito Federal. *Revista del Centro de Investigación. Universidad La Salle*, 5(19), pp. 5-11.
98. Sánchez, J., 2013. *Yumpu*. [En línea] Recuperado de: <https://www.yumpu.com/es/document/view/2158226/teoria-de-la-conminucion> [Último acceso: 6 mayo 2020].
99. Sanchis, M., Saez, J. & Lloréns, M., 2003. Particle size distribution in slaughterhouse wastewater before and after coagulation-flocculation. *Environ Prog.*, 3(14), pp. 183-188.
100. Schuhmann, R., 2002. *Principles of comminution, I-Size distribution and surface calculations*. Estados Unidos, Patente nº 1189.
101. SEDAPAL, 2015. *El buen uso del agua potable*. Lima, Perú, Ministerio de vivienda, contrucción y saneamiento.
102. SEDEMA, 2012. *Programa de rescate integral de los ríos Magdalena y Eslava*, Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal.
103. SEMARNAT, 2002. *Informe de la situación del medioambiente en México*. [En línea] Recuperado de: http://www.paot.org.mx/centro/ine-semarnat/informe02/estadisticas_2000/informe_2000/04_Agua/4.6_Calidad/index.htm#:~:text=En%20M%C3%A9xico%20se%20emplea%20el,valor%20mejor%20es%20la%20calidad. [Último acceso: 22 diciembre 2020].

104. SEMARNAT, 2012. *Programa de rescate integral de los ríos Magdalena y Eslava*, Ciudad de México, México: SEMARNAT.
105. SEMARNAT, 2019. *Indicadores de calidad del agua - Gobierno de México*. [En línea] Recuperado de: http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_R_AG_UA05_01&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce [Último acceso: 22 diciembre 2020].
106. Shamsai, A., Urei, S. & Sarang, A., 2006. Comparative of qualitative indexes and qualitative zoning of Karoon river and Dez river. *Journal of Water and Wastewater*, Volumen 16, pp. 88-97.
107. Srinivas, J., Purushotham, A. & Murali-Krishna, K., 2013. Determination of Water Quality Index in Industrial areas of Kakinada, Andhra Pradesh, INDIA. *International Research Journal of Environment Sciences*, 5(2), pp. 37-45.
108. Stoner, J., 1978. *Water-Quality Indices for Specific Water Uses*. s.l.:United States Department of the Interior, Geological Survey.
109. Sutadian, A., Muttil, N., Yilmaz, G. & Perera, B., 2018. Development of a water quality index for rivers in West Java Province, Indonesia. *Ecological Indicators*, Issue 85, pp. 966-982.
110. Tate, C. & Trussell, R., 1990. The Use of Particle Counting in Developing Plant Design Criteria. *American Water Works Association*, 25(51), pp. 691-698.
111. Thurman, E., 1985. *Organic geochemistry of natural waters*. Primera ed. Florida, Estados Unidos: Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers.
112. Tonda, J., 2007. ¿Cómo ves? *Revista de divulgación de la Ciencia de la UNAM*. [En línea] Recuperado de: <http://www.comoves.unam.mx/numeros/indice/107> [Último acceso: 6 noviembre 2019].
113. Tong, X. & Caldwell, K., 1995. Separation and characterization of red blood cells with different membrane deformability using steric fieldflow fractionation. *Journal of Chromatography B: Biomedical Sciences and Applications*, 29(674), pp. 59-70.

114. Van Gelder, M., Chowdhury, Z. & Lawler, D., 1999. Conscientious particle counting. *American Water Works Association, Journal AWWA*, 91(12), pp. 64-76.
115. Wakeman, R., 2007. The influence of particle properties on filtration. *Separation and Purification Technology*, Issue 58, pp. 234-241.
116. Witek, Z. & Jarosiewicz, A., 2009. Long-term changes in nutrient status of river water.. *Pol. J. Environ. Stud.*, Issue 18, pp. 1177-1184.
117. Xu, R., 2000. *Particle characterization: Light scattering methods*. Primera ed. Florida, Estados Unidos: Kluwer Academic Publishers.
118. Zheng, X., Ernst, M. & Jekel, M., 2009. Identification and quantification of major organic foulants in treated domestic wastewater affecting filterability in dead-end ultrafiltration. *Water Res.*, 17(43), p. 238–244.

9. ANEXOS

9.1 MÉTODO DE ANÁLISIS DE DATOS

La prueba se basará en una comparación de dos estimados independientes de la varianza poblacional común, σ^2 . Dichos estimadores se obtuvieron realizando la partición de la variabilidad total de los datos, denotados mediante la suma doble en dos componentes.

$$\sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 \quad (Ec.1)$$

Identidad de la suma de cuadrados:

$$\sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = n \sum_{i=1}^k (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 + \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 \quad (Ec.24)$$

Fue conveniente identificar los términos de la identidad de la suma de cuadrados con la siguiente notación:

$$STC = \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = \text{Suma total de los cuadrados} \quad (Ec.25)$$

$$SCT = n \sum_{i=1}^k (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = \text{Suma de los cuadrados del tratamiento} \quad (Ec.26)$$

$$SCE = \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 = \text{Suma de los cuadrados del error} \quad (Ec.27)$$

Entonces, la identidad de la suma de los cuadrados se puede representar simbólicamente con la ecuación 6.

$$STC = SCT + SCE \quad (Ec.28)$$

La identidad anterior expresa cómo las variaciones entre los tratamientos y dentro de los tratamientos contribuyen a la suma total de cuadrados. Eventualmente se calculó estimados de la varianza que determinan la razón que:

$$E(\text{SCT}) = (k-1)\sigma^2 + n \sum_{i=1}^k \alpha_i^2 \quad (\text{Ec.29})$$

Si H_0 es verdadera, un estimado de σ^2 basado en $k-1$ grados de libertad es dado por la ecuación 8:

$$s_1^2 = \frac{\text{SCT}}{k-1} \quad (\text{Ec. 30})$$

Si H_0 es verdadera y por ello cada α_i en la ecuación 7 es igual a cero, se observa que:

$$E\left(\frac{\text{SCT}}{k-1}\right) = \sigma^2 \quad (\text{Ec. 31})$$

y s_1^2 es un estimado no sesgado de σ^2 . Sin embargo, si H_1 es verdadera, se tiene que:

$$E\left(\frac{\text{SCT}}{k-1}\right) = \sigma^2 + \frac{n}{k-1} \sum_{i=1}^k \alpha_i^2 \quad (\text{Ec. 32})$$

Si s_1^2 estima a σ^2 más un término adicional, que mide la variación debida a los efectos sistemáticos. Otro estimado independiente de σ^2 , basado en $k(n-1)$ grados de libertad, es la ecuación 11:

$$s^2 = \frac{\text{SCE}}{k(n-1)} \quad (\text{Ec. 33})$$

Cuando H_0 es verdadera, la razón $f = \frac{s_1^2}{s^2}$ es un valor de la variable aleatoria, F , que tiene la distribución con $k-1$ y $k(n-1)$ grados de libertad. Como s_1^2 sobrestima a σ^2 cuando H_0 es falsa, se tiene una prueba de una cola con la región crítica localizada

por completo en la cola derecha de la distribución. A un nivel de significancia de α se rechaza la hipótesis nula (H_0) cuando:

$$f > f_{\alpha}[k - 1, k(n - 1)] \quad (\text{Ec. 34})$$

$$F = \frac{\sigma_2^2 s_1^2}{\sigma_1^2 s_2^2} \quad (\text{Ec. 35})$$

9.2 DIFERENCIALES DE LA DTP

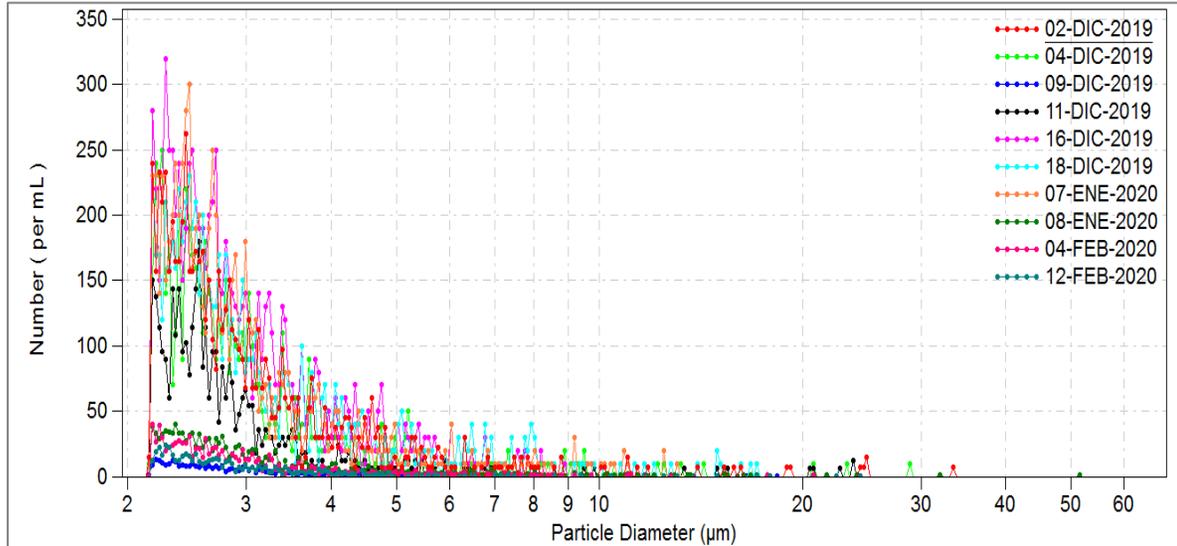


Figura 9.1. Diferenciales de la DTP en las muestras recolectadas en el influente de la PP.

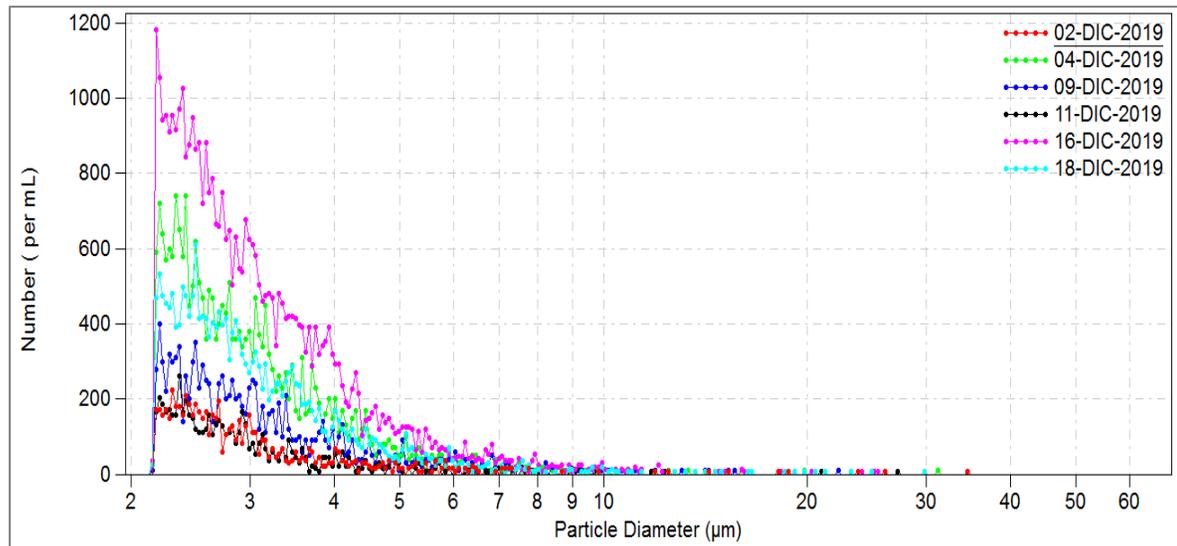


Figura 9.2. Diferenciales de la DTP en las muestras recolectadas en el proceso de oxidación química.

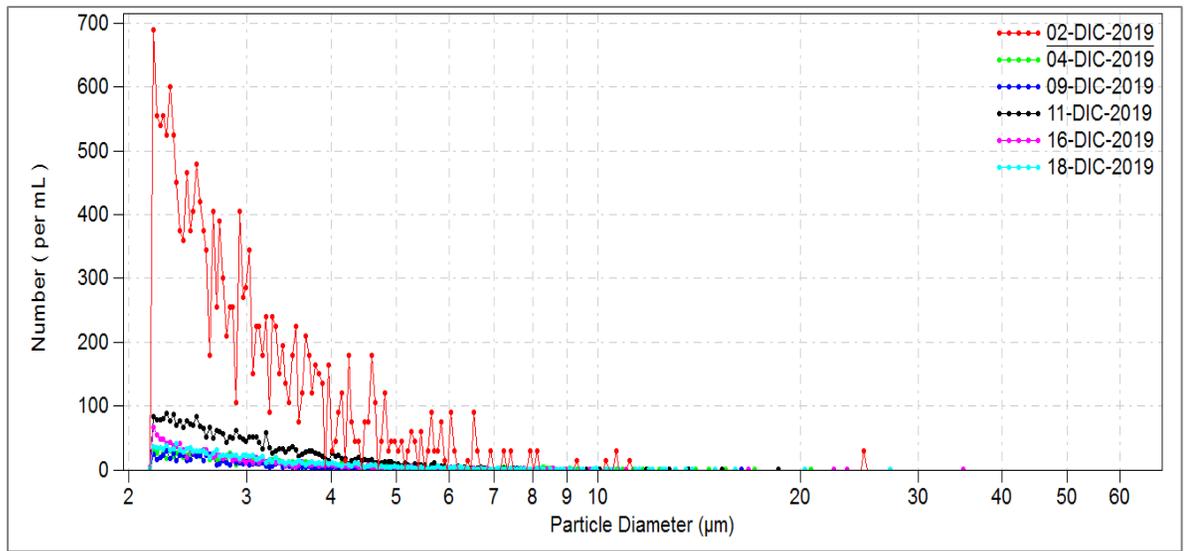


Figura 9.3. Diferenciales de la DTP en las muestras recolectadas en el efluente de la PP.

9.4 CALIDAD DEL AGUA PARA OTROS PARÁMETROS DE LA PP RIO MAGDALENA 1

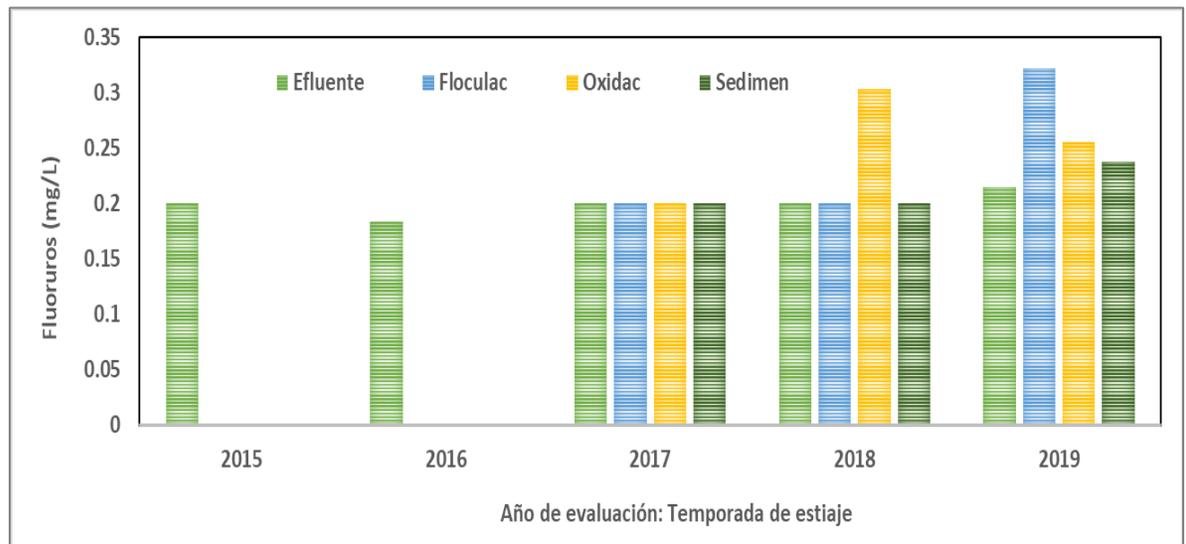


Figura 9.4. Concentración histórica de fluoruros en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

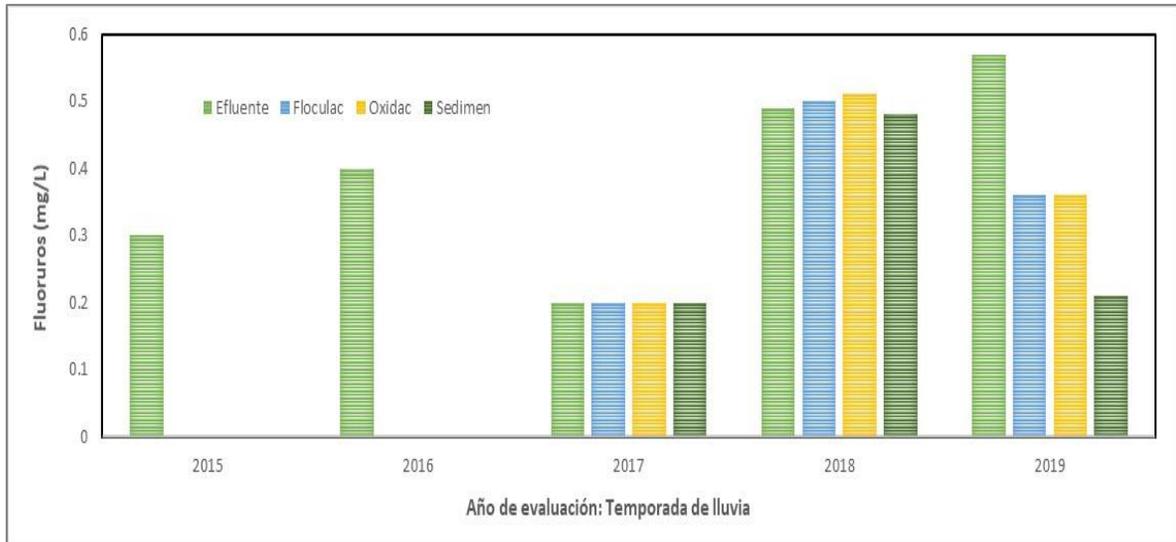


Figura 9.5. Concentración histórica de fluoruros en temporada de lluvia en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

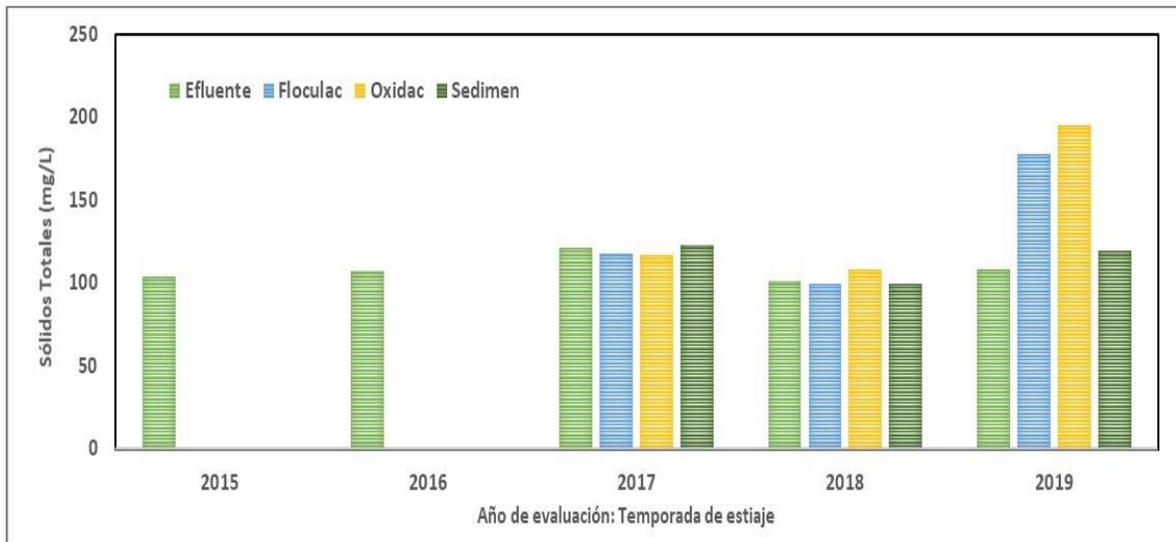


Figura 9.6. Concentración histórica de ST en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

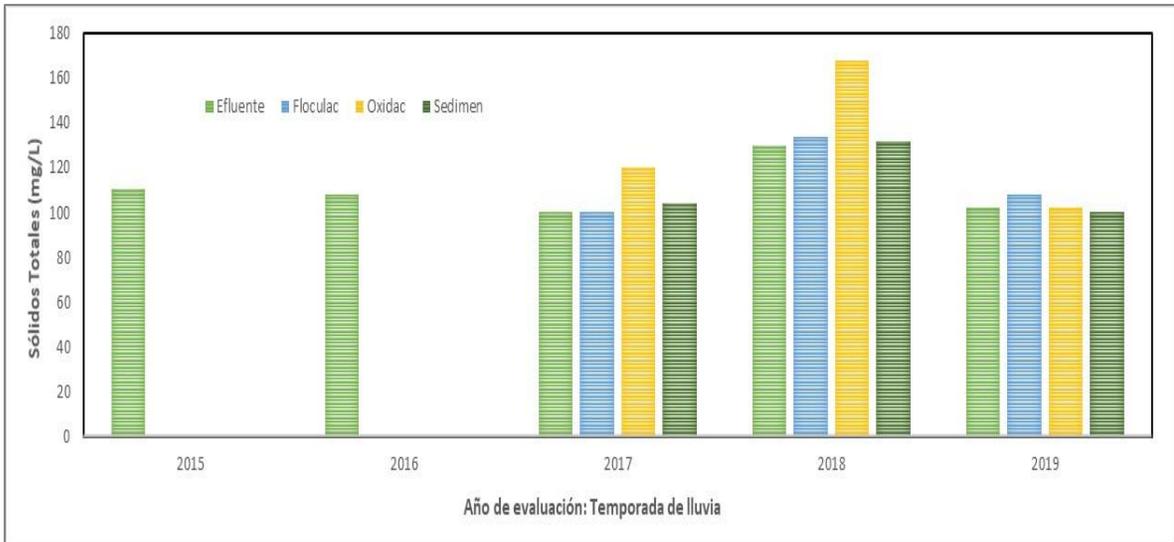


Figura 9.7. Concentración histórica de ST en temporada de lluvias en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

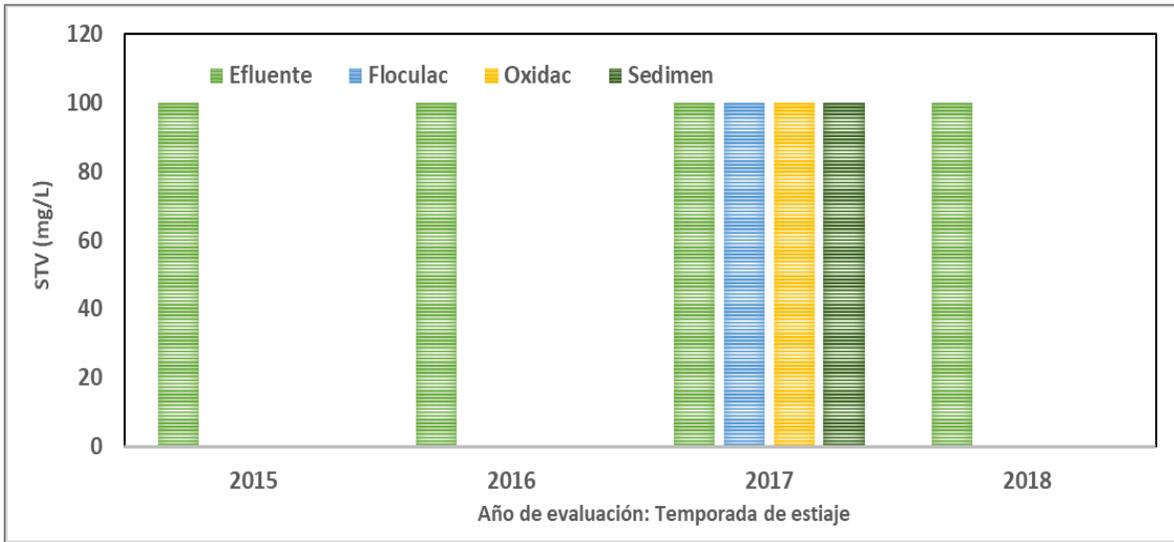


Figura 9.8. Concentración histórica de STV en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

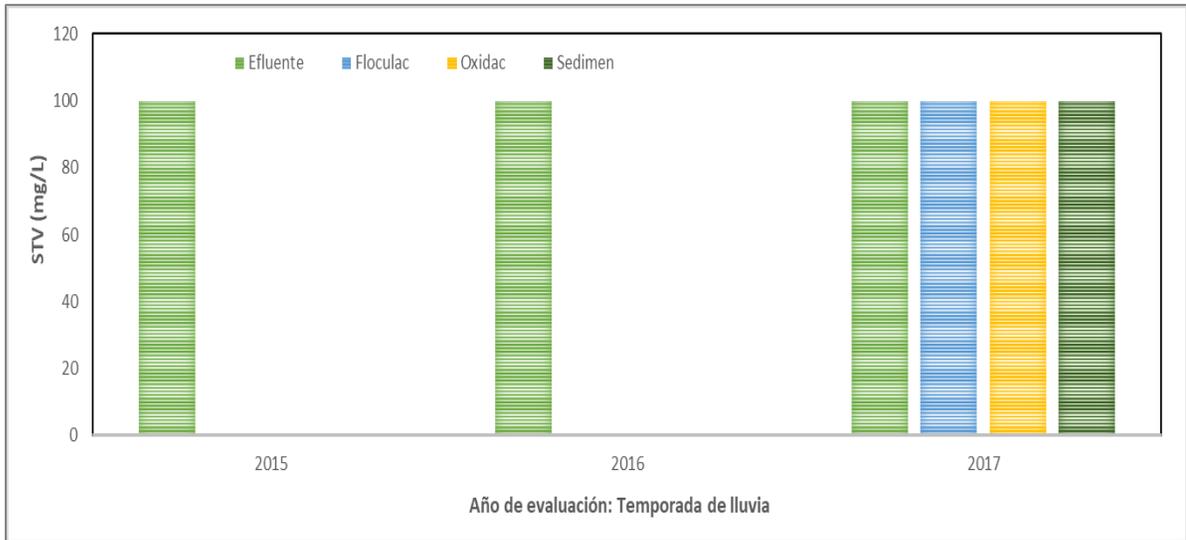


Figura 9.9. Concentración histórica de STV en temporada de lluvias en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

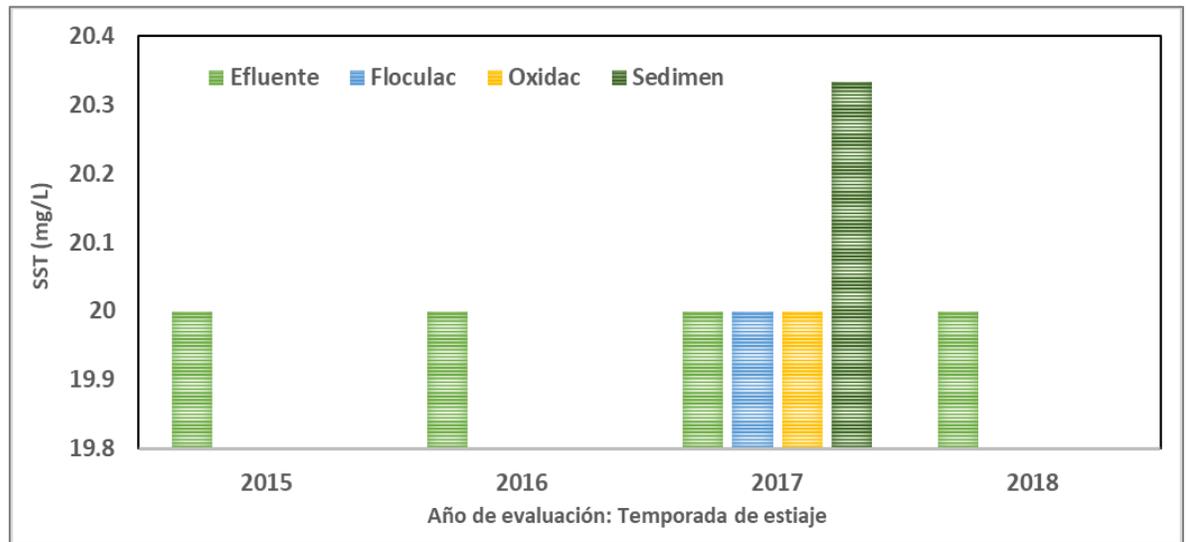


Figura 9.10. Concentración histórica de SST en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

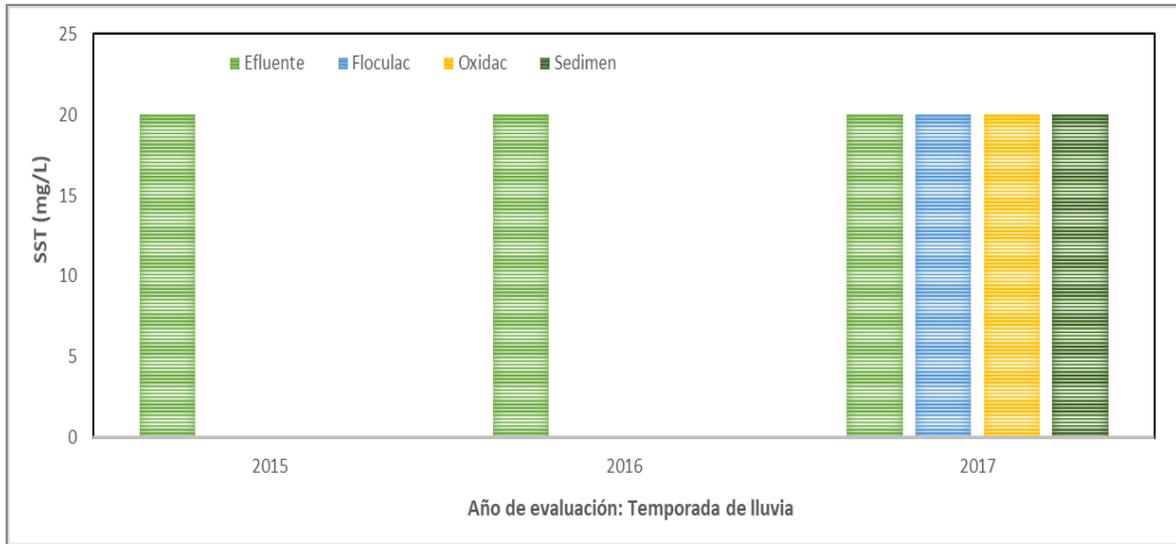


Figura 9.11. Concentración histórica de SST en temporada de lluvia en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

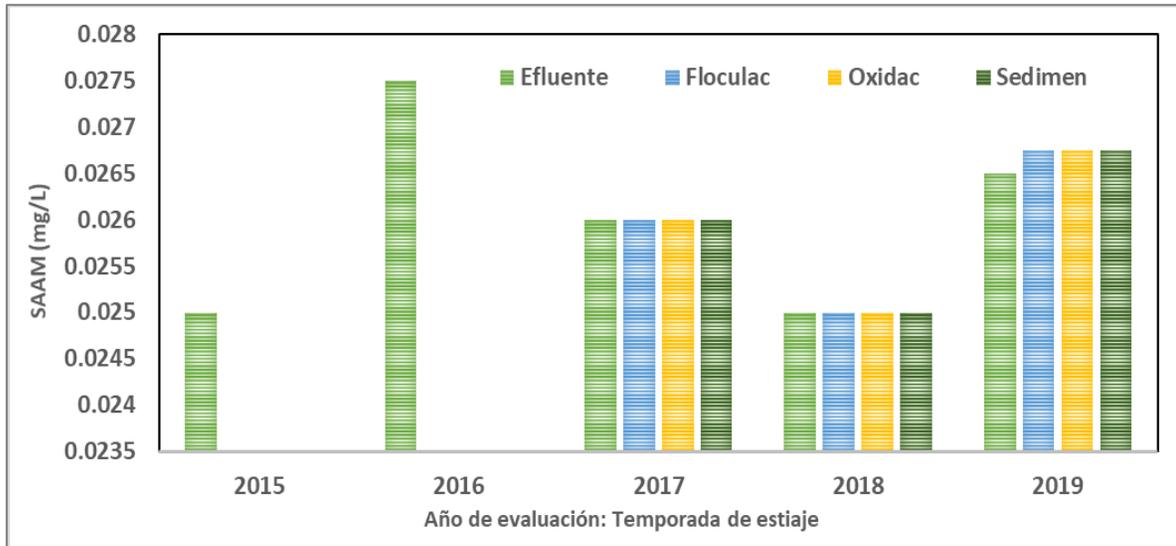


Figura 9.12. Concentración histórica de SAAM en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

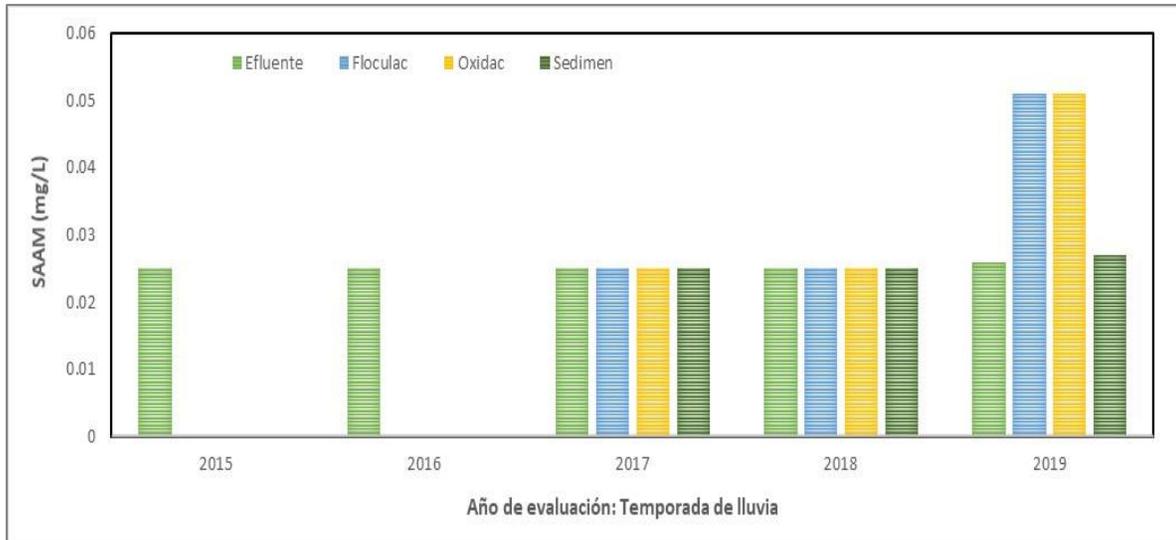


Figura 9.13. Concentración histórica de SAAM en temporada de lluvias en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

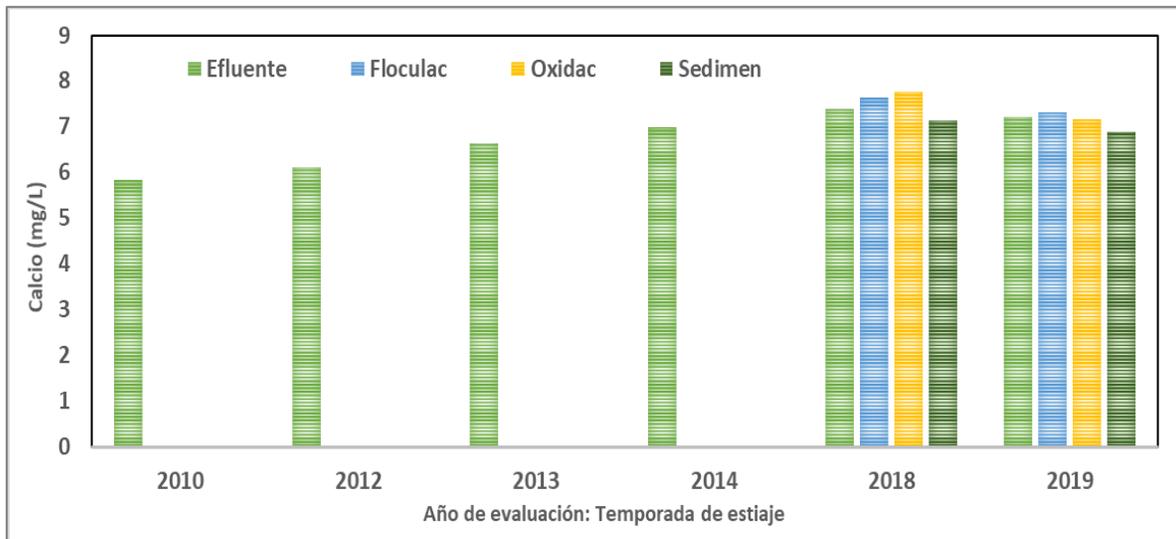


Figura 9.14. Concentración histórica de calcio en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

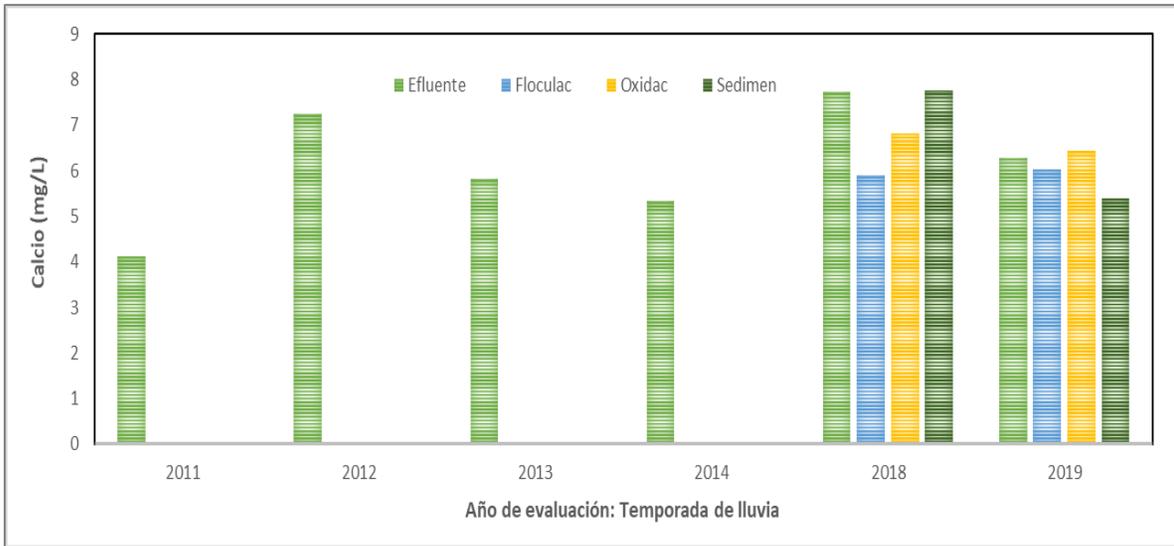


Figura 9.15. Concentración histórica de calcio en temporada de lluvias en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

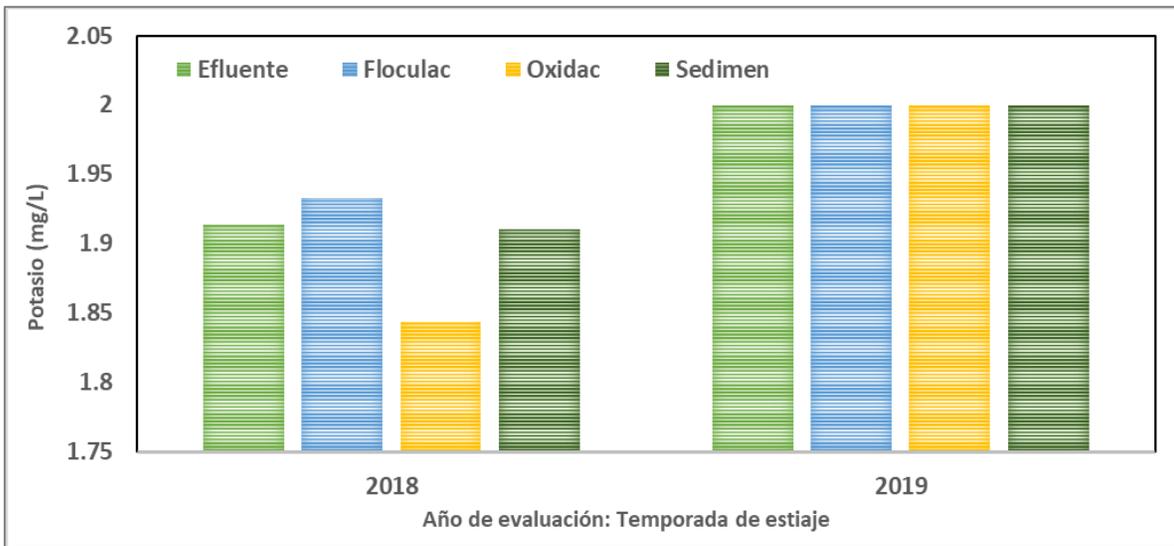


Figura 9.16. Concentración histórica de potasio en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

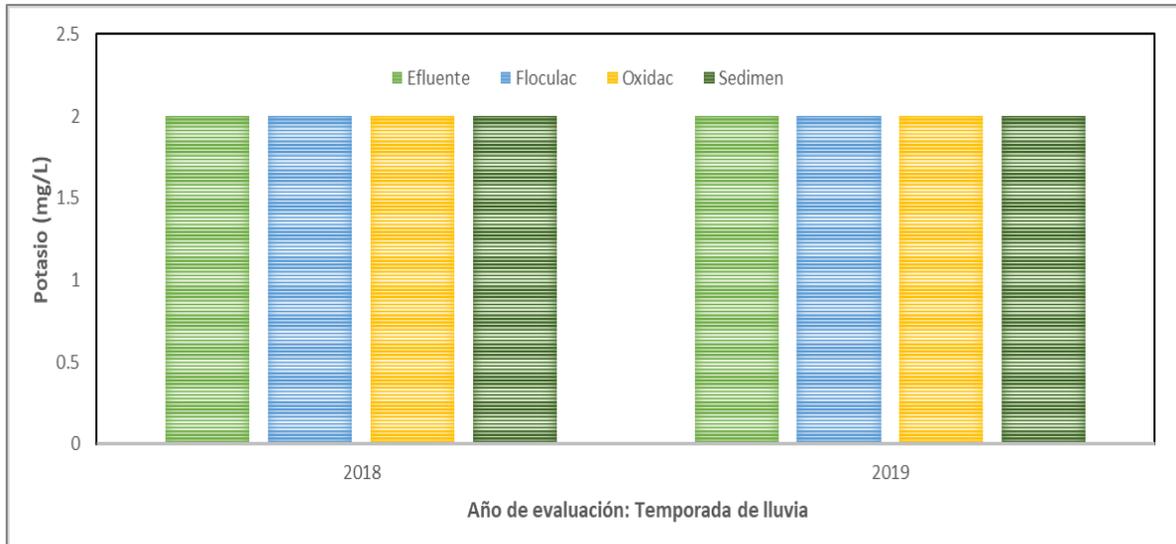


Figura 9.17. Concentración histórica de potasio en temporada de lluvias en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

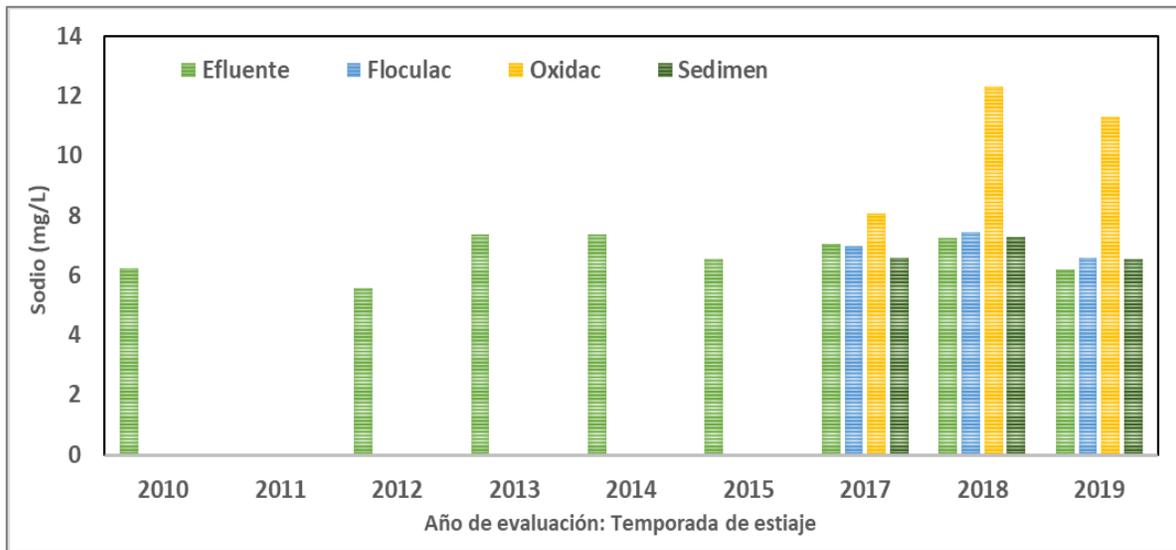


Figura 9.18. Concentración histórica de sodio en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

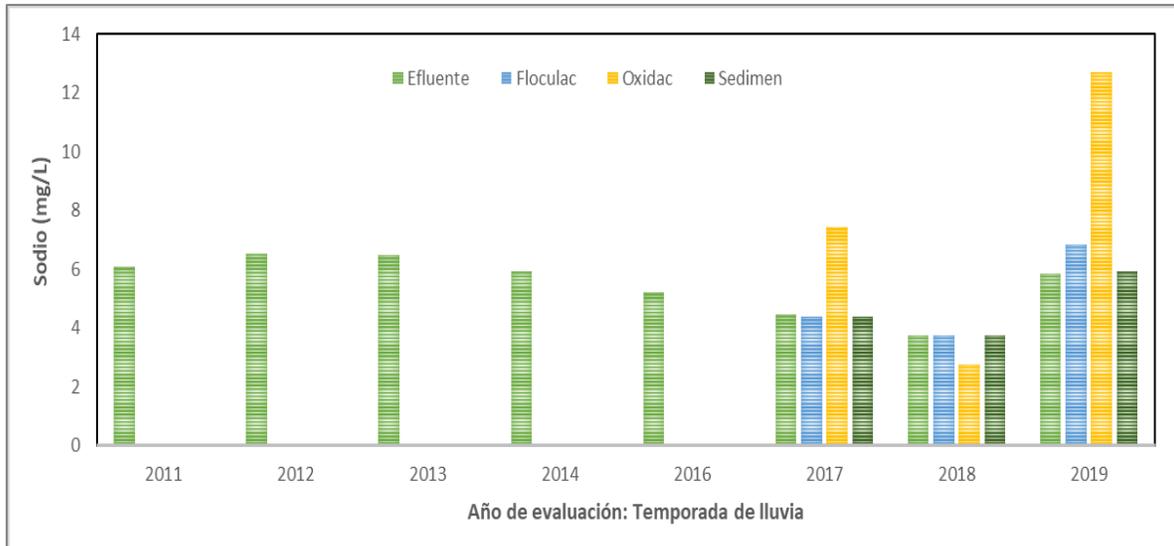


Figura 9.19. Concentración histórica de sodio en temporada de lluvia en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

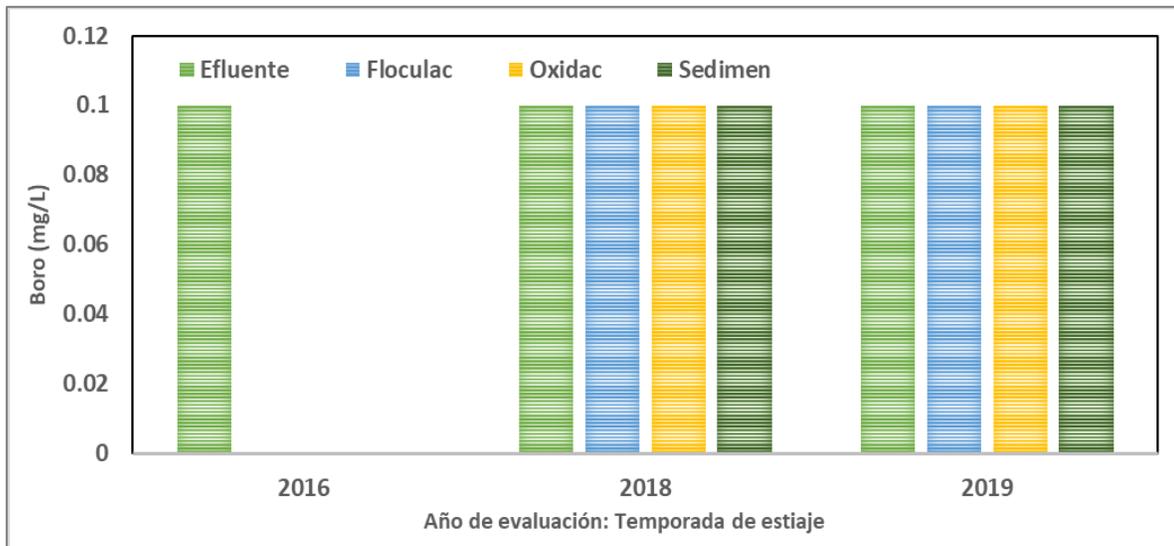


Figura 9.20. Concentración histórica de boro en temporada de estiaje en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

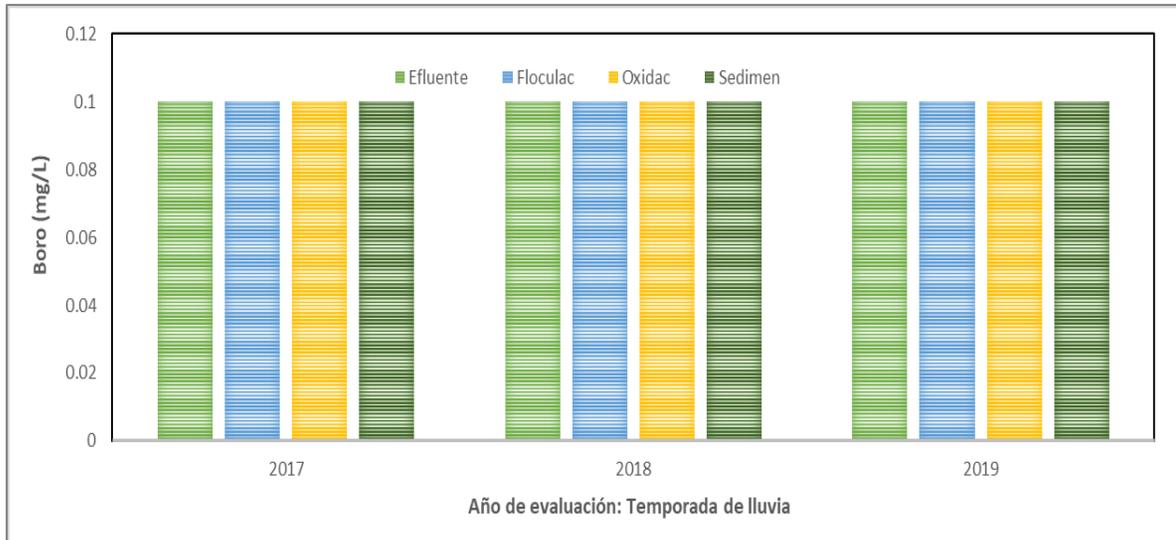


Figura 9.21. Concentración histórica de boro en temporada de lluvias en los procesos y operaciones unitarias de la PP Rio Magdalena 1.

9.5 RELACIÓN ENTRE PARTÍCULAS Y LOS PARÁMETROS MONITOREADOS CON UNA $R^2 < 0.8$

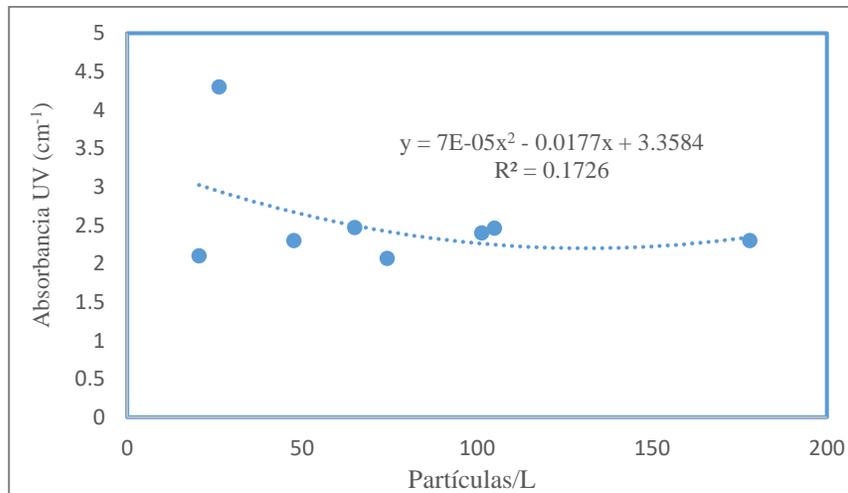


Figura 9.22. Relación entre el volumen de las partículas y Absorbancia UV₂₅₄ en oxidación química de la PP Rio Magdalena 1.

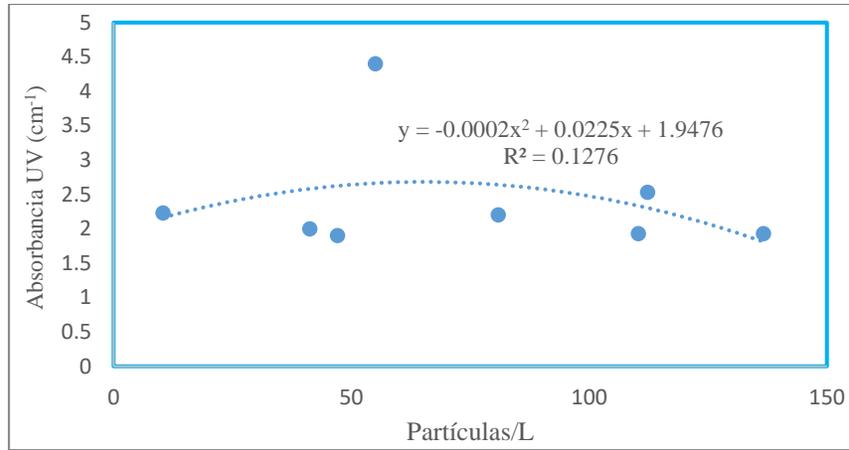


Figura 9.23. Relación entre el volumen de las partículas y Absorbancia UV₂₅₄ en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

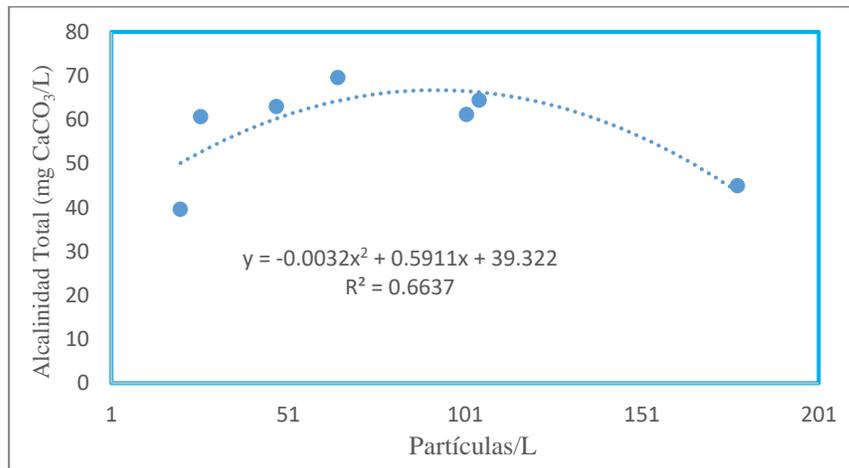


Figura 9.24. Relación entre el volumen de las partículas y Alcalinidad Total en oxidación química de la PP Rio Magdalena 1.

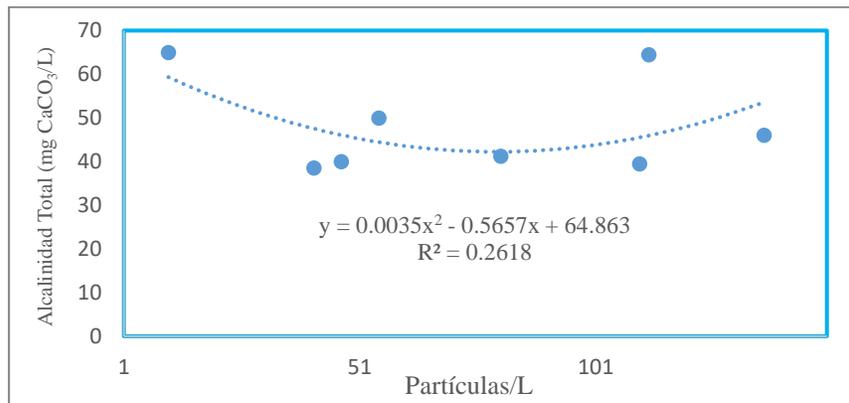


Figura 9.25. Relación entre el volumen de las partículas y Alcalinidad Total en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

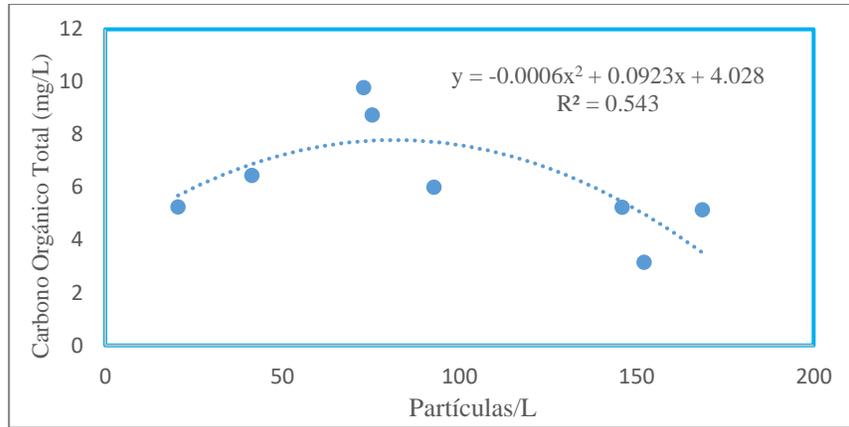


Figura 9.26. Relación entre el volumen de las partículas y Carbono Orgánico Total en influente de la PP Rio Magdalena 1.

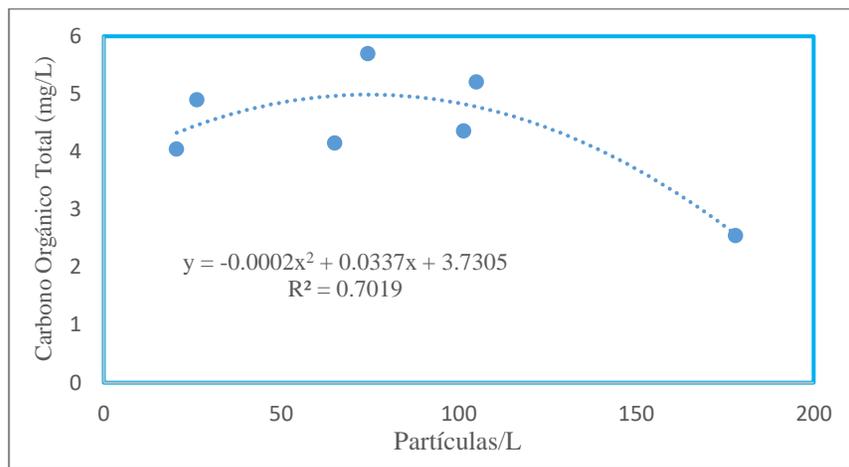


Figura 9.27. Relación entre el volumen de las partículas y Carbono Orgánico Total en oxidación química de la PP Rio Magdalena 1.

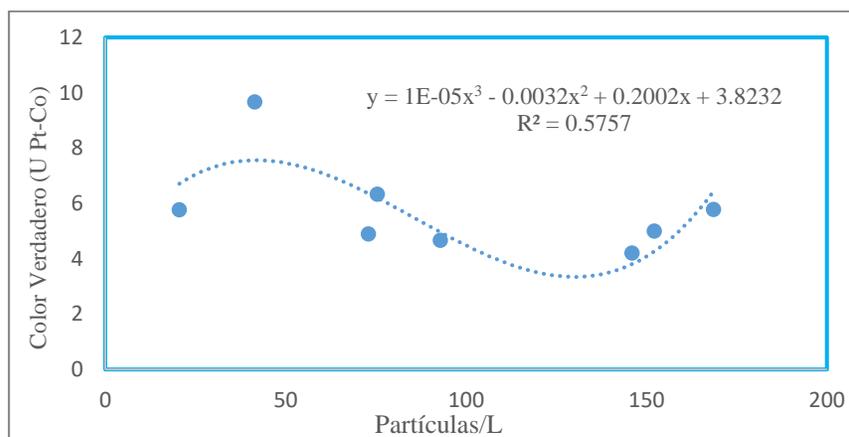


Figura 9.28. Relación entre el volumen de las partículas y Color Verdadero en influente de la PP Rio Magdalena 1.

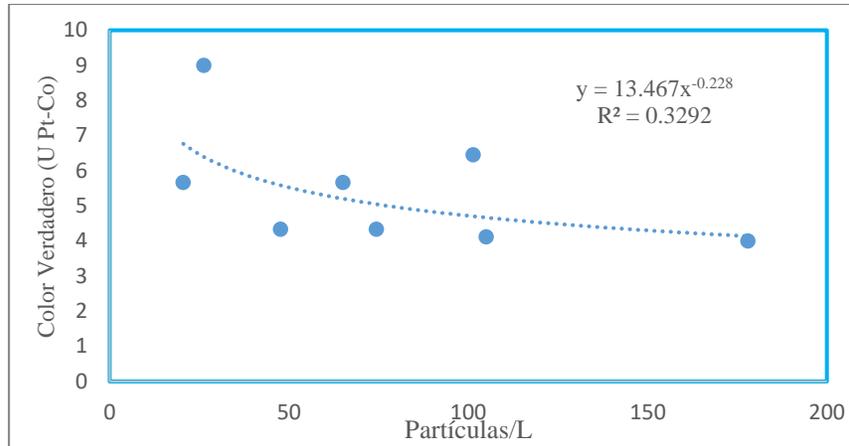


Figura 9.29. Relación entre el volumen de las partículas y Color Verdadero en oxidación química de la PP Rio Magdalena 1.

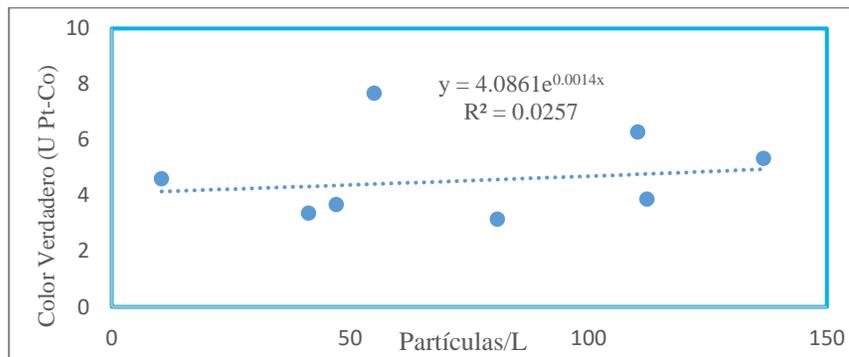


Figura 9.30. Relación entre el volumen de las partículas y Color Verdadero en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

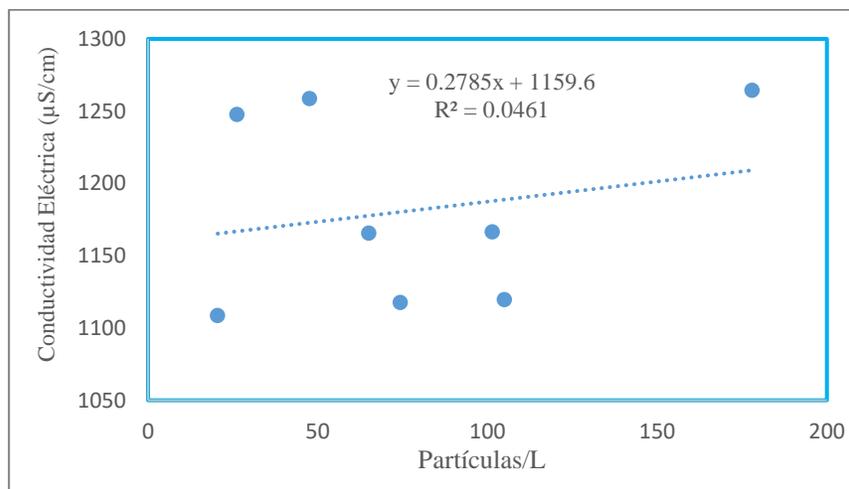


Figura 9.31. Relación entre el volumen de las partículas y Conductividad Eléctrica en oxidación química de la PP Rio Magdalena 1.

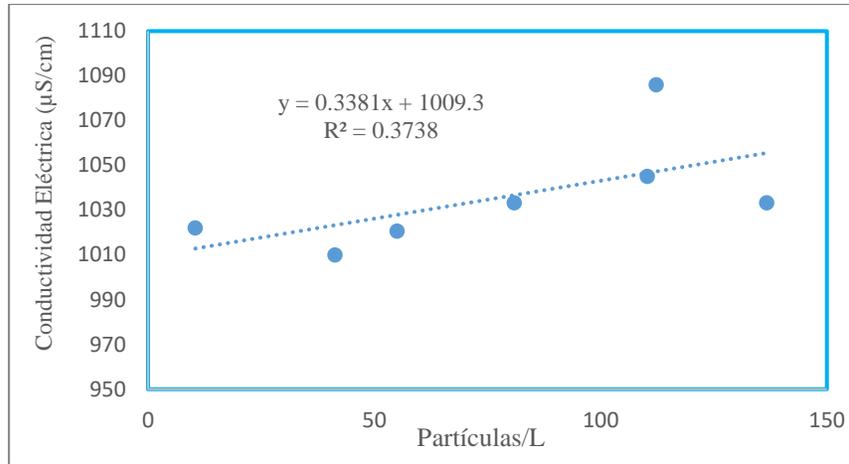


Figura 9.32. Relación entre el volumen de las partículas y Conductividad Eléctrica en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

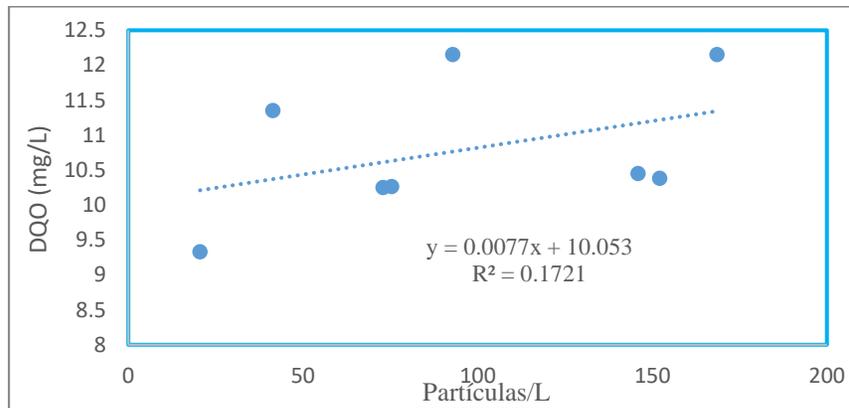


Figura 9.33. Relación entre el volumen de las partículas y DQO en influente de la PP Rio Magdalena 1.

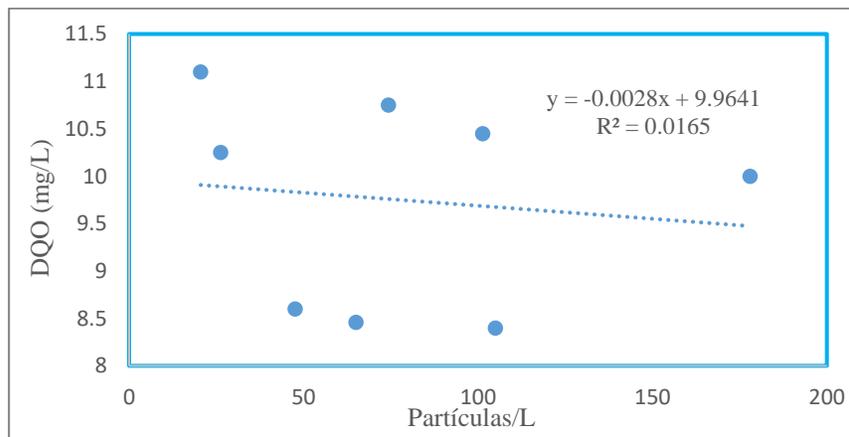


Figura 9.34. Relación entre el volumen de las partículas y DQO en oxidación química de la PP Rio Magdalena 1.

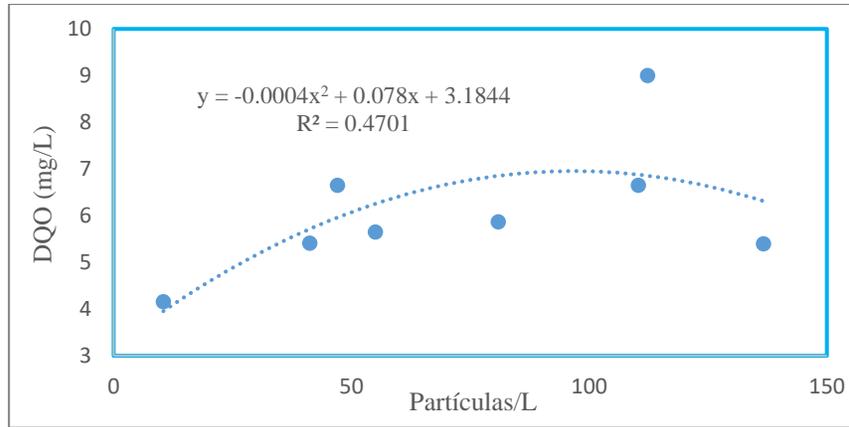


Figura 9.35. Relación entre el volumen de las partículas y DQO en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

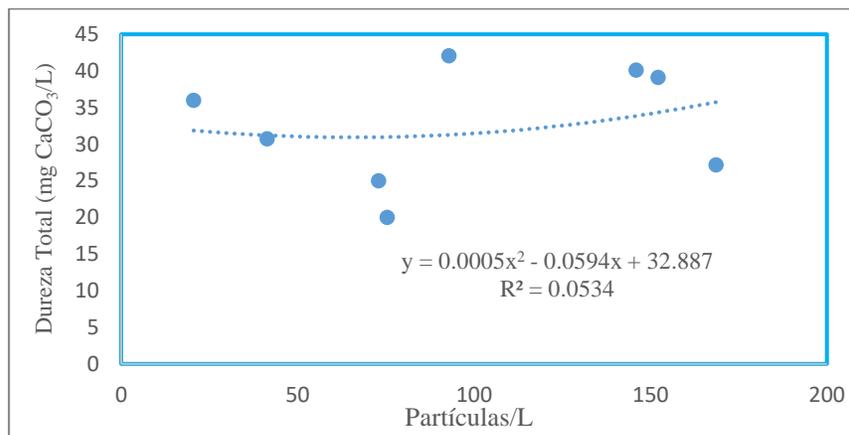


Figura 9.35. Relación entre el volumen de las partículas y Dureza Total en influente de la PP Rio Magdalena 1.

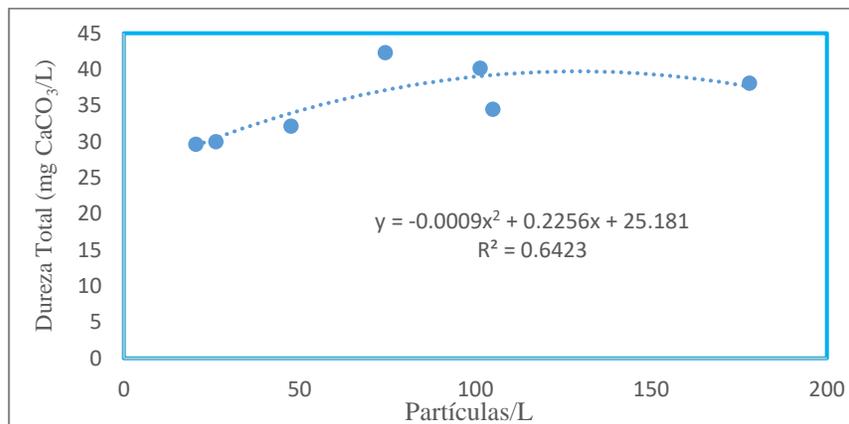


Figura 9.36. Relación entre el volumen de las partículas y Dureza Total en oxidación química de la PP Rio Magdalena 1.

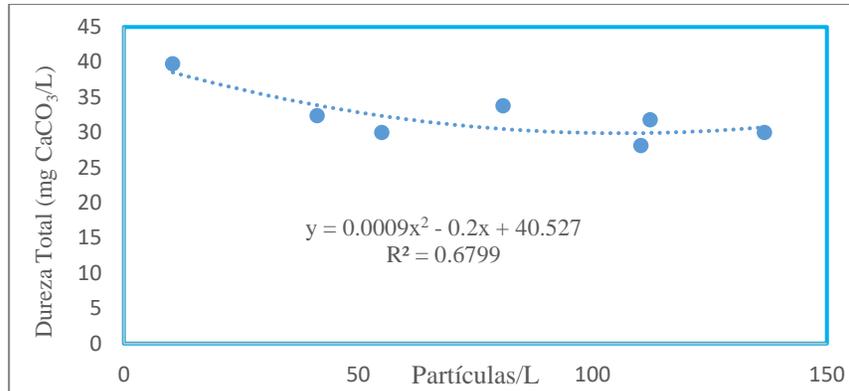


Figura 9.37. Relación entre el volumen de las partículas y Dureza Total en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

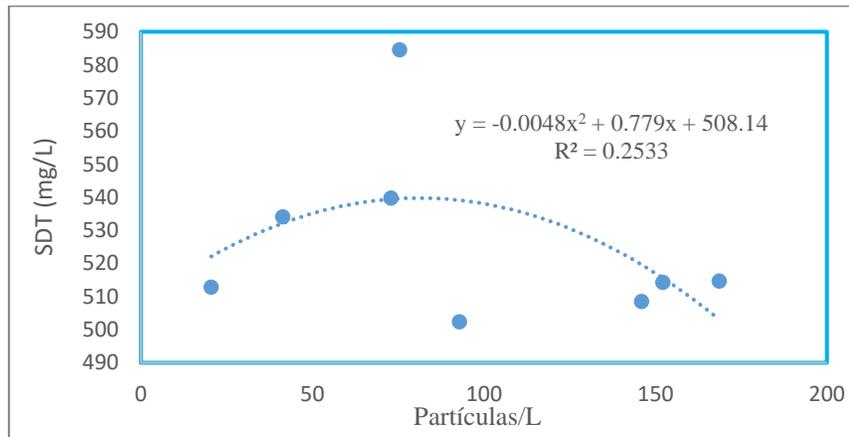


Figura 9.38. Relación entre el volumen de las partículas y SDT en influente de la PP Rio Magdalena 1.

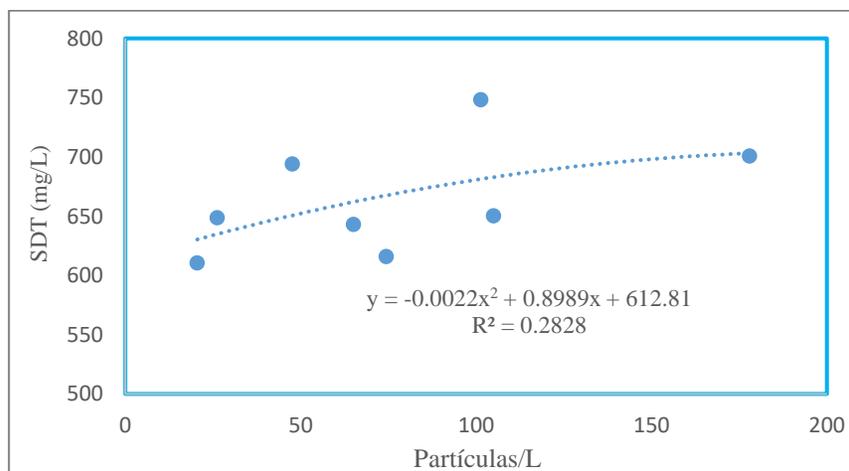


Figura 9.39. Relación entre el volumen de las partículas y SDT en oxidación química de la PP Rio Magdalena 1.

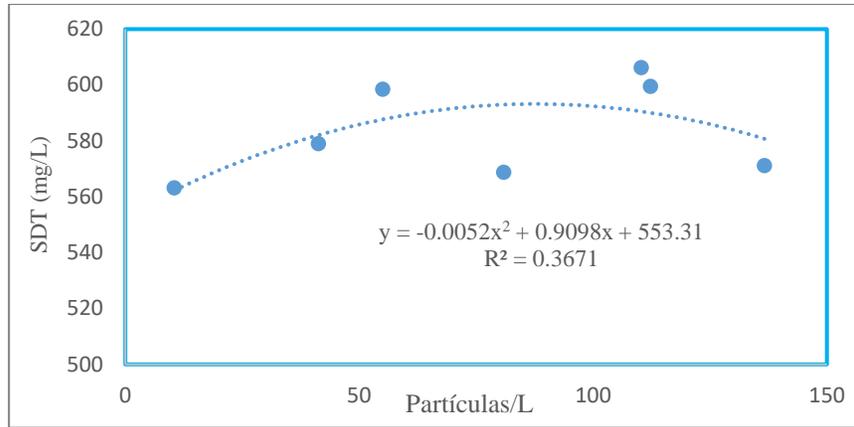


Figura 9.40. Relación entre el volumen de las partículas y SDT en efluente de la PP Rio Magdalena 1.

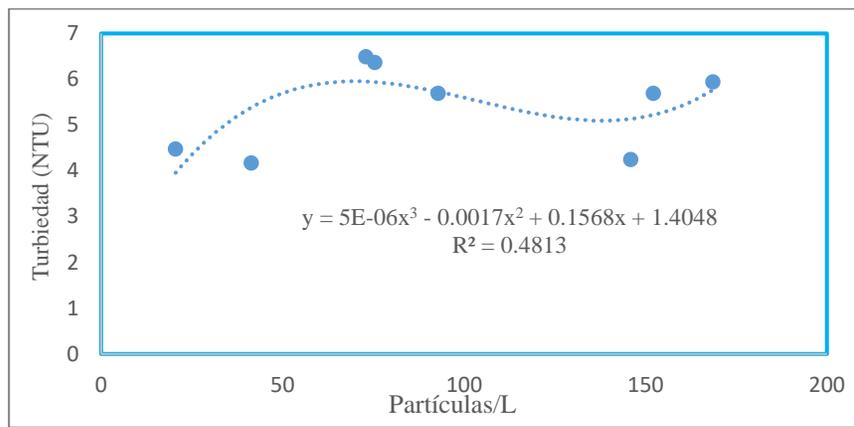


Figura 9.41. Relación entre el volumen de las partículas y Turbiedad en influente de la PP Rio Magdalena 1.

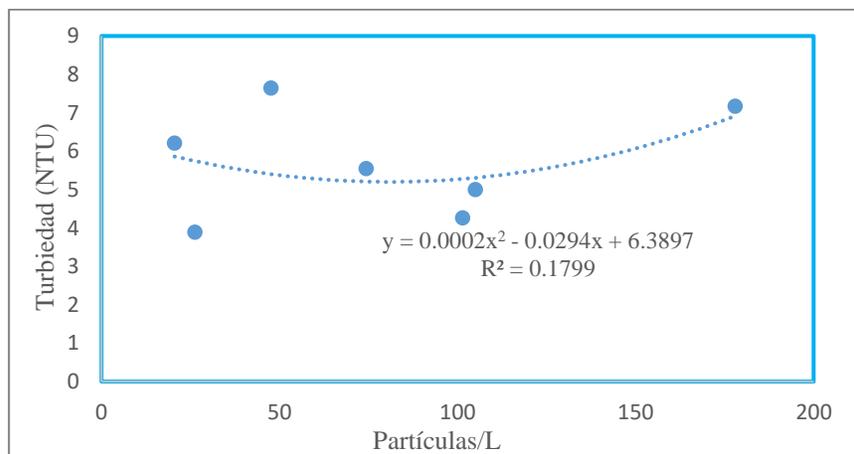


Figura 9.42. Relación entre el volumen de las partículas y Turbiedad en influente de la PP Rio Magdalena 1.

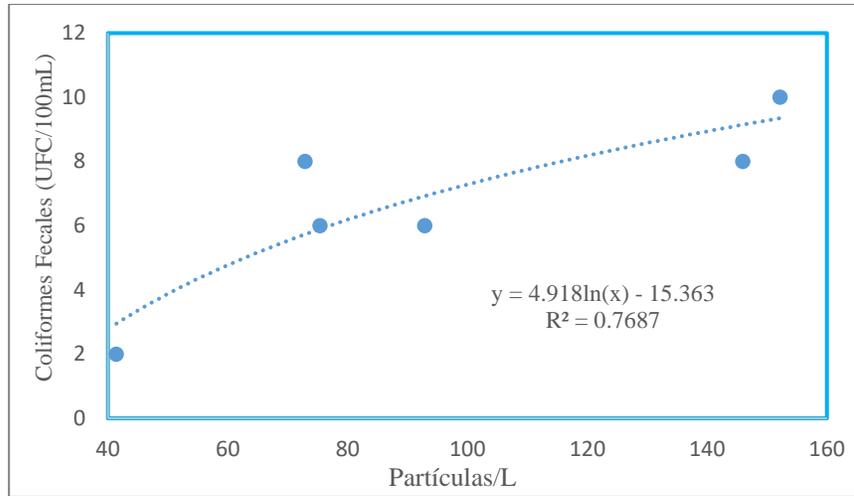


Figura 9.43. Relación entre el volumen de las partículas y CF en influente de la PP Rio Magdalena 1.

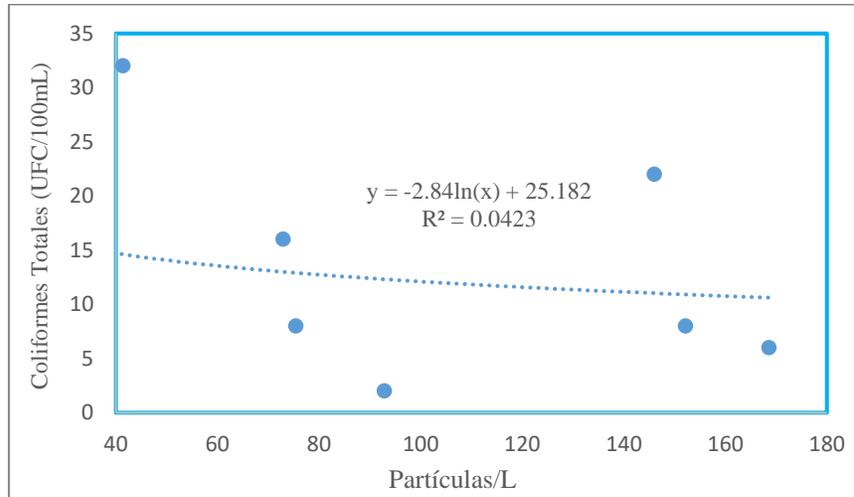


Figura 9.44. Relación entre el volumen de las partículas y CT en influente de la PP Rio Magdalena 1.