



EVALUACIÓN DE LA COAGULACIÓN MEJORADA COMO ESTRATEGIA DE REDUCCIÓN DE ATRAZINA EN PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE

LINA MARCELA FUENTES LÓPEZ

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSGRADO EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2019**



**EVALUACIÓN DE LA COAGULACIÓN MEJORADA COMO ESTRATEGIA DE REDUCCIÓN DE
ATRAZINA EN PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE**

LINA MARCELA FUENTES LÓPEZ
1604733

**TRABAJO DE INVESTIGACIÓN PRESENTADO COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR
POR EL TÍTULO DE MAGISTER EN INGENIERÍA - ÉNFASIS INGENIERÍA SANITARIA Y
AMBIENTAL**

Directoras:

Prof. PATRICIA TORRES LOZADA, MSc., PhD.
Prof. LUZ EDITH BARBA HO, MSc.

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSGRADO EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2019

AGRADECIMIENTOS

A la **Universidad del Valle** por brindarme el ambiente propicio para fortalecer mi desarrollo personal, académico y profesional, y por permitirme desarrollar este trabajo en sus instalaciones.

A **Colciencias** por el apoyo económico en la realización de este trabajo de investigación, en el marco del proyecto “Evaluación de la coagulación mejorada para remoción de plaguicidas en agua como estrategia de mitigación de factores ambientales con incidencia en la salud”.

A **EMCALI** por facilitar el préstamo de sus instalaciones y suministrar información para la realización de este trabajo.

A la profesora **Patricia Torres Lozada** y **Luz Edith Barba Ho**, directoras del trabajo de investigación. Al profesor **Camilo Hernán Cruz Vélez**, coinvestigador del proyecto de investigación.

A los Ingenieros **Antonio José Estrada**, **Natalia Ibáñez** y **Luis Felipe Noguera** por su apoyo en la realización de este proyecto y por permitirme orientarlos en la realización de sus trabajos de grado de pregrado.

A mis amigos y compañeros del grupo de investigación **Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA)** y del **posgrado de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (PISA)**, por su apoyo y comprensión durante todo este proceso.

A mi **familia** y **amigos** por su apoyo, comprensión y escucha durante estos años.

PRODUCTOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

ARTÍCULOS SOMETIDOS

UV absorbance as an indicator of Atrazine for risk management in Water Supply Watersheds, *Environmental Management*.

PONENCIAS

Lugar/Fecha	Evento
Cartagena, Colombia / 30 de mayo al 01 de junio de 2018	 61° CONGRESO INTERNACIONAL Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables <i>¡Nuestra meta, el Desarrollo Sostenible!</i>
Guayaquil, Ecuador / 28 al 31 de octubre de 2018	 XXXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL "En vía al Desarrollo Sostenible" 28 al 31 de OCTUBRE 2018 GUAYAQUIL - ECUADOR
Querétaro, México / 05 al 09 de noviembre del 2018	 1st Latin American & Caribbean Young Water Professionals Conference
Cali, Colombia / 13 al 16 de noviembre del 2018	 AGUA 2018 Agua, Justicia Ambiental y Paz Noviembre 13 al 16 - Cali, Colombia
Natal, Brasil/ 16 al 19 de junio del 2019	 30° CBESA 16 a 19 de Junho de 2019

TRABAJOS DE GRADO DIRIGIDOS

Evaluación de la coagulación mejorada con Cloruro Férrico para la reducción de Atrazina. Antonio José Estrada Jiménez. Programa Académico de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad del Valle, 2019.

RESUMEN

La Atrazina es uno de los herbicidas de mayor aplicación en el mundo, con una producción anual de 70.000 a 90.000 t debido a su bajo costo y se utiliza principalmente en cultivos de maíz, sorgo y caña de azúcar. Dada su persistencia en el suelo y prolongada vida media, ingresa a las fuentes de agua subterránea y superficial debido a la escorrentía, lixiviación, aplicaciones puntuales o por dispersión aérea, encontrándose concentraciones de hasta 1000 µg/L en aguas adyacentes a campos tratados. Aunque los procesos de tratamiento convencionales son los más utilizados en la producción de Agua Potable (AP), las eficiencias de reducción de herbicidas como la Atrazina alcanzadas no superan el 30%. La exposición a Atrazina se relaciona con posibles efectos carcinógenos, disrupción endocrina y teratogénicos. En los procesos de tratamiento de agua para consumo, la tecnología convencional es la más utilizada; sin embargo, ésta no fue diseñada para remover este tipo de contaminantes, siendo más efectivas, alternativas como la adsorción con Carbón Activado, Filtración con Membrana y Procesos Avanzados de Oxidación, las cuales implican costos elevados.

En esta investigación se evaluó la potencial aplicación de la Coagulación Mejorada (CM) como estrategia más sencilla y de bajo costo, para la reducción de Atrazina de agua dopada con Atrazina, proveniente de una fuente de Agua Superficial (AS: río Cauca). La fuente se seleccionó debido a que ésta abastece alrededor del 80% de la ciudad de Cali y dado que la vocación agrícola del área de esta cuenca de abastecimiento es el cultivo de caña de azúcar, existe potencial presencia de plaguicidas en dicha fuente.

Para definir los rangos de concentración de Atrazina evaluados, inicialmente, se realizó una vigilancia tecnológica sobre concentraciones típicas presentes en fuentes de AS en el mundo, encontrando grandes diferencias entre continentes y países, debido posiblemente a aspectos normativos y a las limitaciones establecidas en éstas. De esta manera, se logró establecer un rango entre 0,0001 – 1000 µg/L para países que no cuentan con prohibiciones o restricciones en el uso de Atrazina, como Colombia. Teniendo en cuenta esta información, el AS se dopó con concentraciones de Atrazina de 500, 1000 y 1500 µg/L.

Dada la complejidad, costos y tiempo de procesamiento del análisis de la atrazina en muestras de agua, se identificó una variable de bajo costo, fácil y de rápida medición, asociada a la presencia de la misma, correlacionando diferentes concentraciones del herbicida con la absorbancia UV. Se encontró que la longitud de onda (λ) con mayor correlación (0,98 – 0,99) con el herbicida, fue UV₂₂₃ (5910-B - Espectrofotómetro DR6000, HACH).

A través de ensayos de tratabilidad mediante pruebas de jarras y construcción de diagramas de coagulación de turbiedad, Color Verdadero y UV₂₂₃, se evaluó el efecto de dos coagulantes (Hidroxiclورو de Aluminio - ACH y Cloruro Férrico - FeCl₃). En ambos casos, se alcanzaron eficientes remociones de turbiedad y Color Verdadero (CV) tanto en condiciones de Coagulación Convencional (CC) como de CM; en el caso del FeCl₃ se alcanzaron eficiencias de reducción de turbiedad entre 95 y 99% para ambos casos y para Color Verdadero entre 70 y 99% por medio de la CC y entre 95 y 99% en condiciones de CM. Usando ACH y CC la eficiencia de reducción de turbiedad varió entre 80 y 95% y entre 95 y 99% en condiciones de CM, las eficiencias de reducción de CV se encontraron entre 90 y 95% y 95 y 99% con CC y CM respectivamente.

En relación con la absorbancia UV₂₂₃, las mayores eficiencias de reducción se encontraron en el rango de dosis de coagulante de 18 a 50 mg/L y pH menor a 7 Unidades para FeCl₃ y entre 4 y 45 mg/L y pH menor a

7 Unidades para ACH; mientras que, las zonas de mayor eficiencia de reducción de turbiedad, color verdadero y UV₂₂₃ simultáneamente, se encontraron entre dosis de coagulante de 20 a 40 mg/L y pH menor a 7 Unidades para FeCl₃, mientras que para ACH no fue posible encontrar zonas de coincidencia entre los tres parámetros evaluados. Desde el punto de vista de la concentración del herbicida, la CM permitió optimizar la reducción de Atrazina (representada en UV₂₂₃) para la concentración de 500 µg/mL, usando ambos coagulantes, la CC alcanzó eficiencias de reducción entre 45 y 50% y la CM entre 50 y 55%; por el contrario, para las concentraciones superiores (1000 y 1500 µg/L), no se encontraron diferencias entre Coagulación Convencional (CC) y CM, lo que amerita continuar evaluando la aplicación de los coagulantes en otras condiciones de dosis y pH de coagulación.

Palabras clave: AbsorbanciaUV₂₂₃, Agua Potable, Atrazina, Coagulación Mejorada, Herbicidas, Plaguicidas.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	12
1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN.....	14
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	19
2.1. Plaguicidas	19
2.1.1. Atrazina	21
2.1.2. Efecto de los plaguicidas en el ambiente y la salud	21
2.2. Absorbancia UV	22
2.3. Sistemas de tratamiento de agua para consumo humano	23
2.4. Coagulación Mejorada	24
2.5. Prueba de jarras y diagramas de coagulación	26
3. OBJETIVOS	27
3.1. OBJETIVO GENERAL	27
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	28
4.1. FASE I. Definición de los niveles de contaminación asociados a la presencia de Atrazina en el agua del río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino	29
4.2. FASE II. Definición del rango de concentraciones de Atrazina a evaluar en el estudio	30
4.3. FASE III. Correlación de los niveles de Atrazina y un parámetro indicador de la presencia de compuestos orgánicos.....	31
4.4. FASE IV. Evaluación de la coagulación mejorada para la reducción de Atrazina, utilizando dos coagulantes	31
4.5. Análisis de información	33
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
5.1. Fase I. Definición los niveles de contaminación asociados a la presencia de Atrazina en fuentes de Agua Superficial a nivel mundial y en el agua del río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino.....	35
5.2. Fase II. Definición del rango de concentraciones de Atrazina a evaluar en el estudio.....	44
5.3. Fase III. Correlación de los niveles de Atrazina y un parámetro indicador de la presencia de compuestos orgánicos.....	45
5.4. Fase IV. Evaluación de la coagulación mejorada para la reducción de Atrazina, utilizando dos coagulantes	51

6.	CONCLUSIONES	72
7.	RECOMENDACIONES	74
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
9.	ANEXOS	93

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.	Estudios sobre efectividad de la coagulación en la reducción de diferentes compuestos orgánicos.	17
Tabla 2.	Tipos de plaguicidas utilizados	19
Tabla 3.	Propiedades de la Atrazina	21
Tabla 4.	Ventajas y desventajas de algunas tecnologías utilizadas en la reducción de Atrazina del agua	23
Tabla 5.	Métodos para caracterización fisicoquímica de las muestras de agua	30
Tabla 6.	Condiciones operaciones de ensayos de tratabilidad	32
Tabla 7.	Restricciones de uso de Atrazina en diferentes países	35
Tabla 8.	Resultados de la búsqueda en las bases de datos	36
Tabla 9.	Rango de concentraciones de Atrazina en fuentes de Agua Superficial	37
Tabla 10.	Diferencias estadísticas entre las seis jornadas de monitoreos	39
Tabla 11.	Caracterización del Agua Cruda del río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino	43
Tabla 12.	pH, conductividad, turbiedad, color verdadero, UV_{254} y UV_{223} del AD y AC sin dopar y dopadas con Atrazina	46
Tabla 13.	Comparación múltiple de Tukey entre Concentraciones según cada Tipo de agua	47
Tabla 14.	Comparación múltiple de Tukey entre tipos de agua (AD - AC) según cada concentración	48
Tabla 15.	Análisis de varianza del modelo lineal mixto ajustado	48
Tabla 16.	Longitudes de onda con diferencias significativas entre las dosis evaluadas en el agua destilada (AD)	50
Tabla 17.	Longitudes de onda con diferencias significativas entre las dosis evaluadas en agua cruda (AC) ..	51
Tabla 18.	Condiciones iniciales del agua cruda y el agua dopada con las tres concentraciones de Atrazina .	52
Tabla 19.	Zonas de máxima eficiencia de reducción de turbiedad, sin modificadores de pH (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH, usando $FeCl_3$	55
Tabla 20.	Zonas de máxima eficiencia de reducción de turbiedad, sin modificadores de pH (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando ACH.	55
Tabla 21.	Zonas de máxima eficiencia de reducción de Color Verdadero, sin (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando $FeCl_3$	60
Tabla 22.	Zonas de máxima eficiencia de reducción de Color Verdadero, sin (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando ACH.	60

Tabla 23. Zonas de máxima eficiencia de reducción de UV ₂₂₃ , sin (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando FeCl ₃	65
Tabla 24. Zonas de máxima eficiencia de reducción de UV ₂₂₃ , sin (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando ACH.	65
Tabla 25. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Turbiedad, Color Verdadero y UV ₂₂₃ por medio de la Coagulación Convencional (Sin modificar pH) usando FeCl ₃	68
Tabla 26. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Turbiedad, Color verdadero y UV ₂₂₃ por medio de la Coagulación Mejorada (Modificando pH) usando FeCl ₃	68
Tabla 27. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Turbiedad, Color verdadero y UV ₂₂₃ por medio de la Coagulación Convencional usando ACH.....	69
Tabla 28. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Turbiedad, Color verdadero y UV ₂₂₃ por medio de la Coagulación Mejorada usando ACH.....	69
Tabla 1-A. Concentraciones de Atrazina encontradas en 95 publicaciones.....	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fuentes de ingreso de plaguicidas a las fuentes de agua.....	20
Figura 2. Estructura molecular Atrazina (C ₈ H ₁₄ ClN ₅).....	21
Figura 3. Ejemplo de diagrama de coagulación.....	26
Figura 4. Esquema metodológico.....	28
Figura 5. Esquema del equipo de prueba de jarras a escala de laboratorio.....	32
Figura 6. Porcentaje de artículos por países y continentes.....	37
Figura 7. Diagrama de cajas y alambres para Turbiedad, Color aparente y verdadero (n=8/jornada).....	40
Figura 8. Diagrama de cajas y alambres para Conductividad, absorbancia UV ₂₂₃ y UV ₂₅₄ (n=8/jornada).....	40
Figura 9. Diagrama de cajas y alambres para pH y alcalinidad total (n=8/jornada).....	41
Figura 10. Análisis de componentes principales por parámetros evaluados (a) y por jornadas de monitoreos (b).....	42
Figura 11. Espectro de absorbancia UV vs concentración de Atrazina añadida para el Agua Destilada (AD) (a) y Agua Cruda (AC) (b).....	49
Figura 12. Curvas de absorbancia UV vs concentración de Atrazina añadida para el Agua Destilada (AD) (a) y Agua Cruda (AC) (b).....	50
Figura 13. Diagramas de coagulación de turbiedad para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando FeCl ₃	53
Figura 14. Diagramas de coagulación de turbiedad para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando ACH.....	54
Figura 15. Eficiencias de reducción de turbiedad según la dosis de coagulante usando FeCl ₃ (a) y ACH (b).....	56
Figura 16. Diagramas de coagulación de color verdadero para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando FeCl ₃	58

Figura 17. Diagramas de coagulación de color verdadero para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando ACH	59
Figura 18. Eficiencias de reducción de CV según la dosis de coagulante usando FeCl ₃ (a) y ACH (b)	61
Figura 19. Eficiencias de reducción de UV ₂₂₃ según la dosis de coagulante usando FeCl ₃ (a) y ACH (b)	62
Figura 20. Diagramas de coagulación de absorbancia UV ₂₂₃ para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando FeCl ₃	63
Figura 21. Diagramas de coagulación de absorbancia UV ₂₂₃ para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando ACH.....	64

ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado
AC	Agua Cruda
ACP	Análisis de Componentes Principales
ACH	Hidroxiclорuro de Aluminio
AD	Agua Destilada
AP	Agua Potable
AR	Agua Residual
AS	Agua Superficial
ASn	Agua Sintética
COD	Carbono Orgánico Disuelto
COT	Carbono Orgánico Total
CC	Coagulación Convencional
CM	Coagulación Mejorada
COV	Compuestos Orgánicos Volátiles
COS	Compuestos Químicos Orgánicos Sintéticos
CP	Componentes Principales
CV	Color Verdadero
DE	Desviación Estándar
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EMCALI	Empresas Municipales de Cali
FeCl ₃	Cloruro Férrico
MON	Materia Orgánica Natural
OC	Plaguicidas Organoclorados
PAC	Policloruro de Aluminio
PSA	Plan de Seguridad del Agua
PTAP	Planta de Tratamiento de Agua Potable
SAAP	Sistema de Abastecimiento de Agua Potable
SPD	Subproductos de la Desinfección
t	Tonelada
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
UPC	Unidades Platino Cobalto
λ	Longitud de onda

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas se han utilizado desde los años 20's del siglo pasado para limitar, inhibir y prevenir el crecimiento de animales, insectos, plantas, hierbas invasoras, bacterias y hongos y con frecuencia se utilizan, en actividades como la agricultura, la industria, la jardinería y las actividades domésticas (Sánchez & Sánchez, 1984; Meffe & de Bustamante, 2014). Anualmente se producen en el mundo alrededor de 2.400.000 t de plaguicidas con un valor de mercado de US \$39 mil millones (Narita *et al.*, 2014). Su pertinencia radica en los requerimientos alimenticios y de producción de biomasa, ya que las plagas generan pérdidas anuales del 40 al 50% de las cosechas en todo el mundo (Food and Agriculture Organization (FAO), 2006; Narita *et al.*, 2014). Debido a su ubicación geográfica, Colombia es propensa al ataque de plagas, por lo cual ha seguido los lineamientos generales del mercado de agroquímicos a escala internacional, para el año 2010 se vendieron 178,3 t de herbicidas con Atrazina como componente activo (Instituto Colombiano Agropecuario (ICA), 2011), además para el 2013 la Atrazina contaba con 31 productos en el mercado, ocupando el octavo puesto con mayor número de productos vigilados en el mercado (Superintendencia Industria y comercio, 2013).

Los plaguicidas Organoclorados (OC) han sido ampliamente producidos y utilizados a nivel mundial y aunque a partir de la mitad de la década de los 70's se ha limitado y/o prohibido su uso en varios países, principalmente desarrollados, todavía se encuentran en casi todas las matrices ambientales debido a su prolongada vida media (meses a años); además, se utilizan en otros países especialmente en desarrollo debido a su bajo costo y versatilidad (Zhou *et al.*, 2006; Zhao *et al.*, 2017). Entre este grupo de compuestos, la Atrazina forma parte del grupo triazinas de herbicidas OC, siendo de los herbicidas de mayor aplicación en el mundo, con una producción mundial anual entre 70,000 a 90,000 t, particularmente para cultivos de biomasa energética como maíz y caña de azúcar (Sharma *et al.*, 2008; Jablonowski *et al.*, 2010; Udiković *et al.*, 2012; Hou *et al.*, 2017).

Debido a características como solubilidad en agua, uso masivo y persistencia en el suelo, la Atrazina tiene un alto riesgo de lixiviación, dando como resultado contaminación de suelos y fuentes de agua subterránea y superficial, lo que implica su posible presencia en el suministro de AP (Mendas *et al.*, 2012). Se han encontrado concentraciones de Atrazina de hasta 1000 µg/L en Agua Superficial (AS) cercana a áreas tratadas con este herbicida y hasta 80 µg/L en Agua Potable (AP) (Graymore *et al.*, 2001). La normativa asociada a este plaguicida es escasa, para el Agua Cruda (AC) las guías canadienses de calidad del agua establecen como límite 1,8 µg/L (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999) y en Brasil 2 µg/L (CONAMA, 2005), para el AP la USEPA (2009) establece como límite permisible 3 µg/L y la OMS (2018) 100 µg/L; en Colombia no se cuenta con un límite máximo para Atrazina, en su lugar se reglamenta una concentración máxima de plaguicidas totales de 100 µg/L en AP (MAVDT, 2007).

La Atrazina representa una amenaza potencial para la salud humana debido a su asociación con posibles efectos carcinogénicos, teratogénicos, anormalidades reproductivas y de desarrollo y disrupción endocrina (Graymore *et al.*, 2001; Copeland, 2012; Udiković *et al.*, 2012; Lesmes & Binder, 2013). A pesar de esto, en la mayoría de países de América, África y Asia es permitida su utilización (Jablonowski *et al.*, 2010; Sanches *et al.*, 2012; Hansen *et al.*, 2013; Agencia Nacional de Vigilancia Sanitaria (ANVISA), 2016).

En la producción de AP, la tecnología de tratamiento convencional (coagulación, floculación, sedimentación, filtración, desinfección y estabilización de pH) es la de mayor utilización, siendo muy eficiente en la remoción de material particulado, Materia Orgánica Natural (MON) y microorganismos patógenos como los coliformes;

sin embargo, la mayoría de estos procesos no se diseñaron para eliminar compuestos orgánicos como los plaguicidas (Jardim *et al.*, 2012), además estos compuestos presentan diferentes características entre ellos, lo cual dificulta la adopción de un método particular para su eliminación (Sarkar *et al.*, 2007). Alternativas de tratamiento como la filtración con membrana, la adsorción con Carbón Activado y los Procesos Avanzados de Oxidación, entre otras, aunque son efectivas en la remoción de Atrazina, implican tener en cuenta requerimientos adicionales como mayor complejidad operacional, necesidad de mano de obra especializada, entre otras, lo cual influye en los costos de aplicación (Niño, 2010).

La Coagulación Mejorada (CM) es una modificación del proceso convencional de coagulación, con el fin de remover tanto MON como Compuestos Orgánicos Sintéticos (COSs) como los plaguicidas (Freese *et al.*, 2001; Tomaszewska *et al.*, 2004) y en general se lleva a cabo mediante la adición de dosis elevadas de coagulante en niveles de pH bajos (USEPA, 1999; Tomaszewska *et al.*, 2004; García, 2005; Liu *et al.*, 2012; Mao *et al.*, 2013). En el contexto colombiano, la modificación de los procesos convencionales de tratamiento es una alternativa prometedora, debido a que se obtienen beneficios sin requerir mayores inversiones como sería el caso de instalar tecnologías más sofisticadas o procesos adicionales (García, 2005).

En este sentido, en este proyecto de investigación, se evaluó a escala de laboratorio, la potencial efectividad de la CM como estrategia de reducción de Atrazina de un AS dopada con tres concentraciones del herbicida. El estudio se desarrolló con el apoyo de los grupos de investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) y Procesos Avanzados para Tratamientos Químicos y Biológicos (GAOX) en el marco del proyecto de investigación “EVALUACIÓN DE LA COAGULACIÓN MEJORADA PARA REMOCIÓN DE PLAGUICIDAS EN AGUA COMO ESTRATEGIA DE MITIGACIÓN DE FACTORES AMBIENTALES CON INCIDENCIA EN LA SALUD”, financiado por Colciencias y la Universidad del Valle.

Este trabajo de investigación está dividido en cuatro fases, la primera (Fase I) da cumplimiento al primer objetivo específico, por medio de un proceso de vigilancia tecnológica con una ventana de observación entre 2003 y 2018 y un programa de monitoreo compuesto por seis jornadas de muestreo, resultando en las concentraciones posible de encontrar en fuentes de AS a nivel mundial y en la fuente de AS seleccionada para este estudio. Teniendo en cuenta esta información, la Fase II permitió la selección de un rango de concentraciones a evaluar para desarrollar las actividades correspondientes al objetivo dos y tres. La Fase III permite dar cumplimiento al segundo objetivo utilizando Agua Destilada (AD) y AC dopadas con cinco concentraciones de Atrazina diferentes, con el fin de correlacionar la presencia de Atrazina con un parámetro indicador de bajo costo y fácil medición, en este caso absorbancia UV_{223} . Finalmente, la Fase IV corresponde al tercer objetivo donde se evaluó la influencia de Coagulación Convencional y Mejorada en la reducción de Atrazina de AC del río Cauca dopada con tres concentraciones diferentes de Atrazina usando para esto diagramas de coagulación contruidos a partir del parámetro seleccionado en la Fase III.

1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

Las aguas superficiales son una importante fuente de abastecimiento de AP de numerosas comunidades, las cuales son afectadas directa o indirectamente por la descarga de efluentes de agua residual y escurrimiento agrícola (Pal *et al.*, 2010; Papadakis *et al.*, 2015), por tanto, conocer los niveles de contaminación del agua permite: i) evaluar el ambiente acuático y por ende la posibilidad de toxicidad aguda o crónica de los organismos y la influencia en la biodiversidad (Silva *et al.*, 2015) y ii) el planteamiento e implementación de estrategias de mejoramiento de los procesos de tratamiento (Croll, 1991).

Debido a los efectos adversos al ambiente y la salud humana de los plaguicidas, su monitoreo y cuantificación en fuentes de AS cobra importancia. Se han realizado diversos estudios con el fin de determinar las concentraciones de plaguicidas en estas fuentes; en el caso de la Atrazina se han reportado concentraciones entre 20 y 700 µg/L en AS (Jin & Ke, 2002; Rico *et al.*, 2012), de 1000 µg/L en AS adyacente a campos tratados con este herbicida y hasta 80 µg/L en AP (Graymore *et al.*, 2001). En Colombia, las concentraciones máximas de Atrazina reportadas corresponden a 4 µg/L encontradas en el distrito de irrigación Usosaldña en Tolima, el cual se relaciona con el río Saldaña y Magdalena (Hernández *et al.*, 2012), en cuanto al río Cauca se han reportado concentraciones de Atrazina <1 µg/L (Bueno-Zabala *et al.*, 2014) y entre 0,052 – 0,481 (Sarria, 2015). Es importante resaltar que no se encontraron otros resultados de Atrazina reportados por EMCALI, CVC o DAGMA.

Se han reportado efectos en la salud humana debido a la presencia de Atrazina en el consumo de agua, como posible disruptor endocrino (Udikoviç *et al.*, 2012), bajo una exposición crónica daños silenciosos en el sistema reproductivo (Buttiglieri *et al.*, 2011), asociación con posibles efectos carcinogénicos, teratogénicos y anomalías de desarrollo (Graymore *et al.*, 2001; Copeland, 2012; Udikoviç *et al.*, 2012; Lesmes & Binder, 2013). En este sentido, en el 2004 su uso fue prohibido en todos los estados miembros de la Unión Europea (UE) con permiso para consumir existencias hasta octubre de 2005, igualmente se encuentra entre los contaminantes de interés sanitario de la Unión Europea (2000/60/EC) (Sanches *et al.*, 2012); sin embargo, es ampliamente utilizado en toda América y el Pacífico Asiático (Jablonowski *et al.*, 2010). Las guías canadienses de calidad del agua, establecen como límite para la Atrazina 1,8 µg/L en aguas naturales (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999) y CONAMA (2005) (Brasil) 2 µg/L, mientras en AP La USEPA (2009) establece como límite permisible 3 µg/L y la OMS (2018) 100 µg/L; en Colombia, la suma total de las concentraciones de plaguicidas en AP no podrá ser superior a 100 µg/L (MAVDT, 2007).

En la mayoría de estudios se realiza la cuantificación de plaguicidas y otras variables como COT; pero, además de ser costosas, tienen mayores tiempos de respuesta comparados con variables de rápida medición como la turbiedad, el color y la absorbancia UV. Estudios como el de Sharp *et al.*, (2006) y Ghernaout *et al.*, (2009) han encontrado que parámetros como COD, color y UV están correlacionados. En el caso de la absorbancia, algunos compuestos orgánicos absorben luz UV (190 – 380 nm) de forma proporcional a su concentración; es decir, que existe una fuerte correlación con el contenido de carbono orgánico, siendo una variable útil para la estimación cualitativa de sustancias orgánicas (WHO 2008). En este sentido, aunque es importante la cuantificación de Atrazina en las fuentes de AS, en países en desarrollo como Colombia, establecer una correlación entre variables de rápida y fácil medición, implicaría un menor tiempo de respuesta y la posibilidad de estimar a nivel operacional, la presencia y concentración de Atrazina, teniendo en cuenta que no es obligatoria su cuantificación.

En los procesos de potabilización del agua, la coagulación es ampliamente utilizada debido a su efectividad en la reducción de un amplio rango de contaminantes, incluyendo partículas causantes de turbiedad y color, MON, algas, sustancias inorgánicas como Hierro, Magnesio y Arsénico, bacterias, virus y protozoos (Ghernaout *et al.*, 2009), no obstante, es ineficaz en la reducción de otros compuestos orgánicos como plaguicidas, productos farmacéuticos y de limpieza, entre otros (Alexander *et al.*, 2012).

En 1999, la USEPA definió la CM como el proceso de obtención de una mejor reducción de Subproductos de la Desinfección (SPD) por medio del tratamiento convencional enfocado en la remoción de MON, para lo cual se tiene en cuenta el Carbono Orgánico Total (COT), la alcalinidad total del Agua Cruda (AC), el Carbono Orgánico Disuelto (COD), la naturaleza química de la MON, el tipo y dosis de coagulante y el pH. La coagulación óptima sucede cuando las condiciones de dosis de coagulante y pH son mejoradas al máximo, tanto para la reducción de turbiedad como de COT, SPD y la menor cantidad de coagulante residual (Edzwald & Tobiason, 1999). Con el tiempo la definición de CM ha variado y se define como: La CM busca por medio de la modificación del proceso de coagulación química lograr la máxima remoción de MON y COS. En general la CM se practica añadiendo dosis de coagulante más elevadas y generando valores de pH más bajos, es decir, depende de factores como pH, alcalinidad total, tipo de coagulante, dosis de coagulante y tipo y concentración de compuestos orgánicos presentes en el agua (Arboleda, 2000; Tomaszewska *et al.*, 2004; García, 2005; Yan *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2012; Dlamini *et al.*, 2013; Mao *et al.*, 2013).

Diferentes estudios (Westerhoff *et al.*, 2005; Stackelberg *et al.*, 2007; Diemert & Andrews, 2013), han evaluado la capacidad del tratamiento convencional en la reducción de compuestos orgánicos además de la MON, como productos farmacéuticos, detergentes, plaguicidas, entre otros, encontrando eficiencias máximas de reducción por debajo del 40%. En general, se ha demostrado que el tratamiento convencional es poco efectivo en el control de microcontaminantes, por lo cual se han propuesto tecnologías de tratamiento como ozonización, procesos avanzados de oxidación, adsorción con carbón activado, ósmosis inversa y nanofiltración, adecuadas en la reducción de este tipo de compuestos; aunque, este tipo de tecnologías tiene costos elevados, requerimientos adicionales de energía y complejidad de operación (Alexander *et al.*, 2012; Saraiva *et al.*, 2013).

En la Tabla 1 se presenta una recopilación de estudios en los que se ha evaluado la reducción de plaguicidas por medio de la Coagulación Convencional (CC), con especial atención en herbicidas. Se observa que en la mayoría de los estudios se ha utilizado Agua Sintética (ASn), lo cual se relaciona con evitar la posibilidad de que los plaguicidas se adsorban o acomplejen con la MON, lo que facilita su reducción (Diemert & Andrews, 2013; Saraiva *et al.*, 2013), por lo cual en muestras de ASn las eficiencias de remoción son debidas a la acción única de la coagulación sobre el compuesto.

De acuerdo con la Tabla 1, los coagulantes de mayor utilización son las sales de hierro y aluminio. De los primeros (sulfato de aluminio, sulfato de aluminio amoniacal y policloruro de aluminio - PAC), el sulfato de aluminio se usa con mayor frecuencia debido a su bajo costo y manejo sencillo; el PAC, es un derivado polimérico del aluminio que tiene beneficios como: mejor formación de floc, rango más amplio de pH, menor generación de lodos y poca o ninguna necesidad de usar conjuntamente polielectrolitos; pero, tiene un mayor costo que los coagulantes convencionales. Las sales de hierro de mayor uso son: cloruro férrico, sulfato férrico y sulfato ferroso, las cuales presentan algunas ventajas sobre las sales de aluminio: forman un floc más pesado que aporta mayor velocidad de sedimentación y pueden trabajar en un rango de pH más amplio (Arboleda, 2000; Cogollo, 2011).

De acuerdo con Betancourt & Rose (2004), a nivel mundial más del 70% del tratamiento de agua funciona con dosificación de coagulantes como parte de su tratamiento; en el caso colombiano, aproximadamente el 81% de los Sistemas de Abastecimiento de Agua Potable (SAAP) utilizan tratamiento convencional (Sistema Unico de información de Servicios Públicos (SUI), 2010). Debido al amplio uso de la coagulación y a que ésta es competitiva económicamente, es necesario profundizar en formas de mejorar su rendimiento tanto en la remoción de material en suspensión como material disuelto de naturaleza orgánica e inorgánica. La optimización del proceso depende de la selección de los coagulantes apropiados y de las condiciones de coagulación que permitan maximizar la eliminación de otros compuestos (Alexander *et al.*, 2012).

Por lo anterior, este trabajo de investigación pretendió evaluar a escala de laboratorio, el potencial de reducción de Atrazina de un AS dopada, mediante la aplicación de la CM, con el fin de aportar elementos para la tratabilidad del agua para consumo humano.

Tabla 1. Estudios sobre efectividad de la coagulación en la reducción de diferentes compuestos orgánicos

OPERACIÓN DE EQUIPOS DE PRUEBA DE JARRAS	TIPO DE AGUA	TIPO DE COAGULANTE	DOSIS DE COAGULANTE (mg/L)	pH (Unidades)	COMPUESTO	EFICIENCIAS DE REMOCIÓN (%)			REFERENCIA
Mezcla rápida: 2 min/200 RPM, Mezcla lenta: 30 min/40 RPM, Sedimentación: 2 h/0 RPM	Sintética	Cloruro férrico Clorosulfato de polialuminio básico	10 -100	4,0 – 10,0	Lindano (Insecticida)	8			(Kouras <i>et al.</i> , 1998)
Mezcla rápida: 1 min/400 RPM, Mezcla lenta: 20 min/30 RPM, Sedimentación: 20 min/0 RPM	Sintética	Cloruro Férrico	40	7,5	Ácido clofibrico (Herbicida)	10			(Ternes <i>et al.</i> , 2002)
Mezcla rápida: 1 min/100 RPM, Mezcla lenta: 20 min/30 RPM, Sedimentación: 60 min/0 RPM	Sintética	Sulfato de Aluminio Cloruro férrico (resultados similares a sulfato de aluminio)	10 mg alum/mg COT	5,5	DEET (Insecticida)	0			(Westerhoff <i>et al.</i> , 2005)
					Atrazina (Herbicida)	0			
					a-Clordano (Insecticida)	24			
					g- Clordano (Insecticida)	25			
					DDT(Insecticida)	36			
					Heptacloro (Insecticida)	36			
					Aldrín (Insecticida)	49			
					DDE(Insecticida)	68			
Coagulación (Escala real)	Cruda	Cloruro Férrico	-	4,5-5,5	Diazinon (Insecticida)	34			(Stackelberg <i>et al.</i> , 2007)
					Metolaclor (herbicida)	28			
					Carbazol (Insecticida)	16			
* Mezcla rápida: 3 min/200 RPM, Mezcla lenta: 20 min/40 RPM, Sedimentación: 2 h/0 RPM	Cruda	Sulfato de Aluminio	10 – 20 – 40	8,0	Isoproturon (Herbicida)	30	30	30	(Ormad <i>et al.</i> , 2008)
					Diuron (Herbicida)	30	30	30	
					3,4-Dicloroanilina (Herbicida)	25	25	25	
					Molinate (Herbicida)	15	15	15	
					Trifluralina (Herbicida)	80	80	80	
					Alachor (Herbicida)	40	40	40	
					Metolaclor (Herbicida)	35	35	35	
					Simazina (Herbicida)	20	20	20	
					Atrazina (Herbicida)	10	20	25	
					Propazina (Herbicida)	15	15	20	
					Terbutilazina (herbicida)	15	15	20	
					Prometón (herbicida)	15	20	30	
					Ametrina (Herbicida)	15	20	25	
					Prometrina (Herbicida)	10	20	25	

OPERACIÓN DE EQUIPOS DE PRUEBA DE JARRAS	TIPO DE AGUA	TIPO DE COAGULANTE	DOSIS DE COAGULANTE (mg/L)	pH (Unidades)	COMPUESTO	EFICIENCIAS DE REMOCIÓN (%)		REFERENCIA
Mezcla rápida: 5 s/800s-1, Mezcla lenta: 35 s/reducción gradual de 70s-1 a 10s-1, sedimentación: 60 min/0 RPM)	Sintética (10 y 100 UNT)	Sulfato de Aluminio	40	6,5 - 8,0	1,2,4-triazole (Fungicida)	AS 10 UNT: 18 AS 100 UNT: 8		(Saraiva <i>et al.</i> , 2013)
* Mezcla rápida: 3 min/200 RPM, Mezcla lenta: 15 min/20 RPM, sedimentación: 30 min/0 RPM	Sintética	Sulfato de Aluminio	80	6,5 - 7,0	Plaguicidas totales	28	29	(Shabeer <i>et al.</i> , 2014)
		-			Atrazina (Herbicida)	32	34	
		Sulfato de Aluminio +PAC	55 + 3		Lindano (Insecticida)	42	43	
					Metribuzina (Herbicida)	38	44	
					Aldrin (Insecticida)	43	45	
					Pendimetalina (Herbicida)	16	19	
Mezcla rápida: 30 s/350 RPM. Mezcla lenta: 5 min/120 RPM y 10 min/80 RPM, sedimentación: 20 min/0 RPM	Cruda	Policloruro de Aluminio	0 – 10 – 20 – 30 – 40 – 50	7,5 - 8,0	Atrazina (Herbicida)	0		(Zou <i>et al.</i> , 2014)
						8		
						16		
						6		
						11		
					Clorotalonil (Fungicida)	9		
						0		
						50		
						70		
						76		
						74		
						72		
Mezcla rápida: 1 min/100 RPM, Mezcla lenta: 30 min/30 RPM, sedimentación: 60 min/0 RPM	Sintética	Sulfato de Aluminio Sulfato Férrico	10 mg alum/mg COT	6,0 5,0	Sulfonylurea (Herbicida)	10		(Wang <i>et al.</i> , 2015)

*Las casillas de eficiencias de remoción están divididas en tantas columnas como dosis de coagulante se utilizaron en cada estudio.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

A continuación, se presenta la revisión de literatura necesaria para el desarrollo de este trabajo de investigación, como conceptos base se parte de los plaguicidas, su definición, uso e ingreso a fuentes de agua, seguido de la Atrazina y los efectos de estos en la salud y el ambiente; posteriormente se presentan los métodos utilizados, por un lado la absorbancia UV y por otro los sistemas de tratamiento de agua para consumo humano, donde se destaca la Coagulación Mejorada como una alternativa para la reducción de Atrazina, finalmente para lograr esto se definen como herramienta las pruebas de jarras y diagramas de coagulación.

2.1. Plaguicidas

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2006) define plaguicida como: *“cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, incluyendo los vectores de enfermedades humanas o de animales, las especies indeseables que causan perjuicio o que interfieren de cualquier otra forma en la producción, elaboración, almacenamiento, transporte o comercialización de alimentos, productos agrícolas, madera y/o alimentos para animales, o que pueden administrarse a los animales para combatir plagas en o sobre sus cuerpos. El término incluye las sustancias destinadas a utilizarse como reguladoras del crecimiento de las plantas, defoliantes, desecantes, agentes para reducir la densidad de fruta o evitar su caída prematura, y las sustancias aplicadas a los cultivos antes o después de la cosecha para proteger el producto contra el deterioro durante el almacenamiento y transporte”*.

Esta clase de productos se ha utilizado en todo el mundo para la protección de cultivos y en la salud pública, para el control de enfermedades transmitidas por vectores u hospederos intermediarios (Badii & Landeros, 2007). De acuerdo con su uso, los plaguicidas se dividen en cuatro categorías generales: herbicidas, fungicidas, insecticidas y otros como bactericidas (Grube *et al.*, 2011). La Tabla 2 muestra la frecuencia de uso de plaguicidas en general según el tipo, donde los herbicidas representan la mayor proporción con el 45%:

Tabla 2. Tipos de plaguicidas utilizados

GRUPO	FRECUENCIA DE USO	PLAGUICIDA	CULTIVOS DE PRINCIPAL APLICACIÓN
Herbicidas	45%	Organoclorados, dinitrofenoles, ácidos carboxílicos y oxialcanoicos, tiocarbamatos, organofosforados, otros.	Piña, caña de azúcar, cítricos, banano, plátanos, maíz, soja, sorgo, maní, arroz, papa
Insecticida	32%	Organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretroides, otros.	Algodón, remolacha azucarera, maíz, papas, plantas ornamentales
Fungicida	18%	Organoclorados, fenoles, ditiocarbamatos, otros.	Algodos, frijoles, soja, zanahorias, apio, maíz, mani, manzanas, uvas
Otros	5%	Otros	

Adaptado de Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (1997), Evangelista (1998) y Badii & Landeros (2007)

Existen diversas fuentes de descarga de plaguicidas al ambiente, aplicaciones puntuales (efluentes de Agua Residual (AR)), sitios de disposición de residuos, dispersión aérea o escorrentía de zonas de cultivos (Figura 1). Una vez los plaguicidas se encuentran en el ambiente acuático, son objeto de una variedad de procesos físicos (acumulación, dilución, difusión), químicos (hidrólisis y oxidación), fotoquímicos (fotólisis y

fotodegradación) y bioquímicos (biodegradación, biotransformación y bioacumulación) (Tankiewicz *et al.*, 2010).

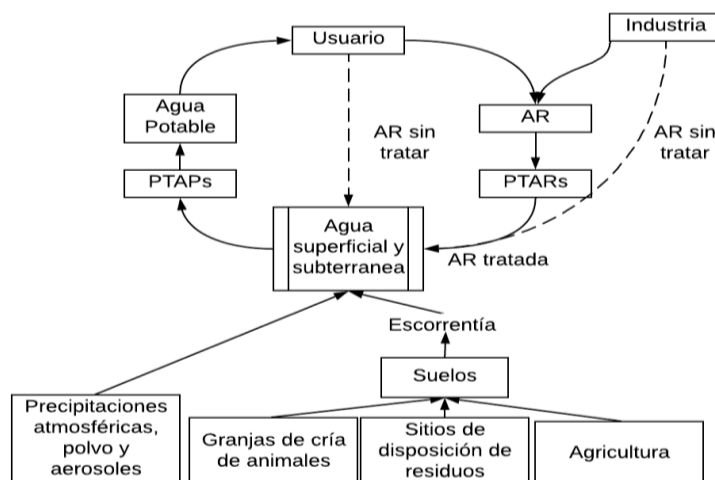


Figura 1. Fuentes de ingreso de plaguicidas a las fuentes de agua. Adaptado de Tankiewicz *et al.*, (2010)

AR: Agua Residual, PTAPs: Plantas de Tratamiento de Agua Potable, PTARs: Plantas de Tratamiento de AR.

El arrastre de los plaguicidas hacia las aguas superficiales depende de diferentes factores (Fray, 2000; Niño, 2010):

- **Factores meteorológicos:** Tiempo entre la aplicación y la primera lluvia o riego que produzca arrastre, la intensidad de la lluvia, régimen de lluvia.
- **Factores relacionados con el plaguicida:** Cantidad de plaguicida aplicado, método de aplicación, composición del producto, presentación del plaguicida (líquido, sólido, gas), solubilidad en el agua.
- **Tipo del suelo:** Cobertura vegetal, textura, contenido de humedad del suelo, contenido de arcillas, contenido de materia orgánica, estructura, porosidad, temperatura, pH, pendiente y tipo de labranza.
- **Otros factores:** Distancia entre las áreas tratadas y las aguas superficiales, estado del suelo (erosión), tipo de cultivo.

Así mismo, los efectos de los plaguicidas en la calidad del agua están asociados a los siguientes elementos (Corra, 2009; Niño, 2010):

- Ingrediente activo en la formulación de los plaguicidas.
- Contaminantes que existen como impurezas en el ingrediente activo.
- Aditivos que se mezclan con el ingrediente activo (humectantes, diluyentes o solventes, aprestos, adhesivos, soluciones reguladoras, conservantes y emulsionantes).
- Producto que se forma durante la degradación química, microbiana o fotoquímica del ingrediente activo.
- Clasificación toxicológica del plaguicida
- Persistencia
- Movilidad
- Número y tipo de cultivos

Este trabajo de investigación se enfocó en un plaguicida organoclorado de la familia de las triazinas, Atrazina.

2.1.1. Atrazina

Los plaguicidas organoclorados (OC) son moléculas que contienen carbono, hidrógeno y cloro; son altamente tóxicos, bioacumulables y muy poco biodegradables (Pierre & Betancourt, 2007). Las triazinas son unas de las clases de herbicidas más importantes del mundo, se desarrollaron en los años cincuenta, se utilizan como herbicidas selectivos pre y post emergentes para controlar la maleza y como herbicidas no selectivos en áreas no cultivadas. Sus usos extensivos durante las décadas posteriores a su desarrollo mejoraron significativamente cultivos en todo el mundo, pero al mismo tiempo generaron preocupación por los efectos ambientales adversos (Mendas *et al.*, 2012).

La Atrazina (2 - cloro - 4 - etilamina - 6 - isopropilamino – s – triazina) (Figura 2) es el herbicida más común de la familia de las triazinas debido a su bajo costo y efectividad, utilizado principalmente para maíz, sorgo y caña de azúcar. Propiedades como, su solubilidad en agua y coeficiente de partición (Tabla 3) permiten que sea absorbido por las plantas y transportado a la estructura de la hoja, inhibiendo la fotosíntesis. Dichas propiedades implican un alto riesgo de lixiviación y escorrentía desde los suelos hacia las fuentes de agua subterráneas y superficiales, además su persistencia en el suelo la hace disponible para contaminar fuentes de suministro de agua en el futuro (Fray, 2000; Tankiewicz *et al.*, 2010; Udiković *et al.*, 2012; Mendas *et al.*, 2012). La presencia de Atrazina y otros plaguicidas en fuentes de AS repercute tanto en el ambiente como en la salud humana.

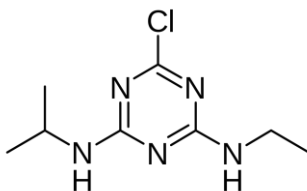


Figura 2. Estructura molecular Atrazina (C₈H₁₄ClN₅)

Fuente: (Udiković *et al.*, 2012; Hou *et al.*, 2017)

Tabla 3. Propiedades de la Atrazina

PROPIEDAD	VALOR DE LA ATRAZINA	UNIDADES
Peso molecular	215,7	g/mol
Solubilidad en agua	28	mg/L
Coeficiente de partición	2,3	-
Presión de vapor	0,04	mPa a 20°C
Vida media en suelo	60 a > 100	Días
Vida media en agua	>200	Días

Adaptado de Fray (2000)

2.1.2. Efecto de los plaguicidas en el ambiente y la salud

El uso de plaguicidas en la agricultura es esencial para el control de plagas y la obtención de una mejor calidad y mayor cantidad de cultivos, por lo cual no es factible una gran disminución de su uso, aunque ningún plaguicida es seguro y todos tienen efectos perjudiciales para la biota y los humanos. Los efectos de los plaguicidas en la salud humana pueden ser provocados, entre otros medios, por el consumo de AP con

presencia de estos contaminantes (Niño, 2010). En general, los plaguicidas se consideran como carcinógenos para humanos, también, alteran el sistema endocrino, lo que puede conducir a diversas disfunciones hormonales (Fung & Mak, 2001; Azizullah *et al.*, 2011). En el caso de los OC, su principal acción tóxica es ejercida sobre el sistema nervioso, impidiendo la transmisión normal de los impulsos nerviosos tanto en insectos como en mamíferos y se acumulan en tejidos grasos pudiendo causar intoxicación crónica (Pierre & Betancourt, 2007).

La Atrazina, debido a su uso extensivo, larga vida y alta movilidad geoquímica, puede tener efectos perjudiciales en el ecosistema acuático y en la salud humana (Sharma *et al.*, 2008; Siripattanakul *et al.*, 2008), estudios como el de Ye *et al.*, (2006) demostraron deformidades y hermafroditismo en ranas, para humanos se considera como un posible disruptor endocrino (Udiković *et al.*, 2012), la exposición crónica puede causar daños silenciosos en el sistema reproductivo (Buttiglieri *et al.*, 2011). Para AC las guías canadienses de calidad del agua establecen como límite 1,8 µg/L (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999) y en Brasil 2 µg/L (CONAMA, 2005), para el AP la USEPA (2009) 3 µg/L y la OMS (2018) 100 µg/L; en Colombia no se cuenta con un límite máximo para Atrazina, en su lugar se reglamenta una concentración máxima de plaguicidas totales de 100 µg/L (MAVDT 2007). Este panorama muestra inicialmente la falta normatividad para el AC en general, ya que solo se encontraron dos normatividades a nivel de país que establecen límites para este herbicida; por otro lado, en Colombia la normatividad de AP no presenta concentraciones máximas para los plaguicidas de forma específica, lo que implica dificultades a la hora de cumplir esta normatividad..

El uso de Atrazina ha sido restringido o prohibido progresivamente en los últimos veinte años (Mendas *et al.*, 2012), en el 2004 su uso fue prohibido en todos los estados miembros de la Unión Europea (UE) con permiso para consumir existencias hasta octubre de 2005, igualmente se encuentra entre los contaminantes de interés sanitario de la Unión Europea (2000/60/EC) (Sanches *et al.*, 2012); y aún es ampliamente utilizado en toda América y el Pacífico Asiático (Jablonowski *et al.*, 2010), en el caso de Colombia su uso es permitido (United Nations Environment Programme (UNEP), 2002; Hansen *et al.*, 2013).

Además de los efectos de la Atrazina en el ambiente y la salud humana, existen dos problemáticas adicionales, la primera relacionada con la capacidad de las instituciones encargadas de la potabilización del agua para cuantificar las concentraciones de Atrazina tanto el Agua Cruda que ingresa a una PTAP como en el agua trata para consumo humano, de allí la importancia de la utilización de un indicador indirecto de su presencia como la absorbancia UV; la segunda asociada a los sistemas de tratamiento de Agua Potable los cuales no fueron diseñados con el fin de remover este tipo de compuestos y la implementación de barreras adicionales implican costos elevados entre otros factores, por lo cual se propone la Coagulación Mejorada como una modificación de los procesos existentes que permita una mayor reducción de este herbicida del agua.

2.2. Absorbancia UV

La absorbancia UV muestra la capacidad que tienen diferentes compuestos de absorber luz en la región ultravioleta visible (Ji *et al.*, 2016), en este sentido, los compuestos presentes en una muestra absorben luz en proporción a su concentración. Históricamente la absorbancia UV se ha medido en la longitud de onda 254 nm, sin embargo, la selección de la longitud de onda depende del compuesto de interés (APHA *et al.*, 2012).

Teniendo en cuenta que algunos compuestos orgánicos presentan una fuerte capacidad de absorber luz UV, la absorbancia UV es una medición indirecta de utilidad por estar correlacionada con el contenido de carbono,

color y precursores de subproductos de la desinfección, por lo cual se ha utilizado para monitorear Agua Cruda, efluentes de agua residual industrial, la efectividad de la coagulación y la adsorción con carbón activado y otros procesos de tratamiento de agua para la remoción de compuestos orgánicos (APHA *et al.*, 2012). De acuerdo con (Kim *et al.*, 2016) las moléculas orgánicas absorben luz UV entre las longitudes de onda 200 y 300 nm.

La mayoría de los procesos actuales de cuantificación de compuestos orgánicos como los plaguicidas en el agua, requieren pretratamientos para las muestras a analizar, tiempos de respuesta elevados o equipos especializados, por lo cual, es necesaria la definición de un parámetro indirecto que permita establecer la presencia de ciertos compuestos en el agua (Wu *et al.*, 1998).

2.3. Sistemas de tratamiento de agua para consumo humano

Debido a la necesidad de suministrar agua de adecuada calidad, surgieron diferentes procesos de tratamiento para la potabilización del agua, siendo el tratamiento convencional o de ciclo completo el más comúnmente utilizado, conformado generalmente por las etapas de clarificación (coagulación, floculación y separación de la fase sólida y líquida mediante sedimentación o flotación), filtración, desinfección y estabilización de pH. La clarificación permite fundamentalmente una eficiente remoción de la turbiedad y el color asociado a material particulado (color aparente) y en menor proporción, la remoción de compuestos orgánicos como los plaguicidas (Torres *et al.*, 2008; WHO, 2011).

Debido a que el tratamiento convencional no es eficaz en la remoción de estos contaminantes (Kouras *et al.*, 1998; Torres *et al.*, 2008; WHO, 2011), se han propuesto alternativas de tratamiento que permitan la remoción de compuestos orgánicos como los plaguicidas del agua destinada al consumo humano; estas tecnologías generalmente se utilizan como etapa complementaria al tratamiento convencional; entre estas se encuentran, el tratamiento biológico, procesos avanzados de oxidación, la adsorción con carbón activado, tecnologías de membrana, tratamiento de intercambio iónico, ozonización, coagulación mejorada, entre otros; éstas han sido estudiadas individualmente y combinadas con otros procesos de tratamiento. En la Tabla 4 se presentan las potencialidades y limitaciones de algunas de estas tecnologías. En general, aunque son adecuadas para la reducción de un amplio rango de compuestos, presentan costos elevados debido al requerimiento de reactivos químicos y equipos, área superficial para instalaciones, fuentes de energía adicionales, pretratamiento y/o postratamiento de los residuos generados durante el proceso y disposición final.

Tabla 4. Ventajas y desventajas de algunas tecnologías utilizadas en la reducción de Atrazina del agua

TECNOLOGÍA	POTENCIALIDADES	LIMITACIONES
Tratamiento biológico	Bajos costos de operación.	Requiere grandes superficies para instalaciones y separación de biomasa.
	Capacidad de tratar un amplio rango de plaguicidas que no pueden ser tratados con tecnologías químicas o de membrana.	Limitado por la presencia de sustancias orgánicas biorefractarias (sustancia húmica o Tensioactivos) Limitado en el tratamiento de plaguicidas estabilizados (menos biodegradables) debido a características recalcitrantes. Bajas tasas de digestión (días o semanas). Requiere condiciones de cultivo adecuadas y bacterias alimentadas constantemente.

TECNOLOGÍA	POTENCIALIDADES	LIMITACIONES
Procesos avanzados de oxidación	Particularmente útil para compuestos tóxicos o no degradables. Vía no selectiva que permite el tratamiento de múltiples plaguicidas en un solo paso. Aceleración de la eliminación de pesticidas a través de la energía solar, UV o radiación ultrasónica. Producción de radicales OH libres que pueden oxidar y mineralizar moléculas orgánicas para producir CO₂ e iones inorgánicos.	Deteriorado por la potencialidad de la oxidación del cloro, resultando en la formación de Cloro o hipoclorito. Poca aceptabilidad económica para procesos de gran escala. Fuentes de energía adicionales (solar, UV-rayos o ultrasonidos). Costos elevados. Generación de subproductos.
Adsorción con Carbón Activado	Capacidad de tratar un amplio rango de plaguicidas. Se pueden reducir los costos utilizando CA a partir de residuos agroindustriales o inoculando los filtros CAG con bacterias para biodegradar plaguicidas, aumentando la vida útil de los filtros, reduciendo la frecuencia y costo de la regeneración del CAG.	Difícil regeneración del medio y costoso postratamiento de los materiales adsorbentes o desechos sólidos. La eficacia del tratamiento del carbón activado varía entre las PTAPs debido a la calidad del agua, por presencia de MON y debido a las prácticas operacionales. Las eficiencias de filtros CAG inoculados no ha demostrado ser mucho mayores y el proceso de biodegradación es largo.
Tecnologías de membrana	Operado sin cambios de fase o acondicionamiento químico. Bajo consumo de energía.	Sometido al efecto de ensuciamiento por un amplio espectro de constituyentes (que disminuye la duración de las membranas y la productividad del proceso). Alta generación de concentrado (que es inutilizable y requiere tratamiento).
Intercambio iónico	Las resinas agotadas son regenerables. Bajo costo de operación. Bajo consumo de energía.	Se fabrican diferentes resinas para eliminar plaguicidas específicos. No es adecuado para el tratamiento de plaguicidas clorados. La presencia de microorganismos puede reducir la capacidad de intercambio (irreversible) conduciendo a una reducción en la calidad del agua tratada. Difícil regeneración y postratamiento.

Adaptado de (Lazorko & Achari, 2009; Foo & Hameed, 2010; Alexander *et al.*, 2012)

2.4. Coagulación Mejorada

La coagulación química consiste en la desestabilización de las partículas suspendidas, es decir, la remoción de las fuerzas que las mantienen separadas, para aglomerarlas en flocs, que se eliminan por sedimentación o flotación y/o filtración. Se utiliza para la remoción de turbiedad y color verdadero y aparente (material en suspensión de naturaleza orgánica o inorgánica) que no puede sedimentar rápidamente, eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación, destrucción de algas y plancton en general, eliminación de sustancias productoras de sabor y olor en algunos casos y de precipitados químicos suspendidos o compuestos orgánicos entre otros (Di bernardo, 1993; Edzwald & Tobiason, 1999; Arboleda, 2000).

En algunos casos, la CC no es suficiente para eliminar compuestos orgánicos (García, 2005), en este sentido la CM busca, por medio de la modificación del proceso de coagulación química, lograr la máxima remoción tanto de MON como de COS. Este proceso depende de los siguientes factores:

- **pH:** A menor pH se genera una mayor producción de especies de alta carga, lo cual favorece la coagulación, disminuyendo el requerimiento de coagulante, adicionalmente los productos metálicos

de la hidrólisis de los coagulantes cargados positivamente neutralizan las cargas negativas de la materia orgánica, formando complejos insolubles (Zerbatto *et al.*, 2009).

Por otro lado, estudios muestran que el aumento del pH a valores superiores a 5 unidades, incrementan la eliminación de MON, mientras que, a valores superiores a 6 Unidades, la neutralización de las cargas disminuye, así como la absorción y atrapamiento para la eliminación de la MON (Qin *et al.*, 2006).

- **Tipo de coagulante:** Todos los coagulantes utilizados en el tratamiento de agua para la remoción de turbiedad pueden tener la capacidad de remover cierta fracción de MON y COS. Las sales de aluminio y de hierro son los coagulantes más ampliamente implementados (Randtke, 1988; Arboleda, 2000).
- **Dosis de coagulante:** A menudo, las dosis para remover compuestos orgánicos, cuando éstos son altos, son bastante mayores que las que se requieren para remover turbiedad, porque se necesita aumentar el área de adsorción, aumentando el número de coloides y partículas capaces de ser adsorbidos por los hidróxidos precipitados (Arboleda, 2000). En el caso de la CM, existe un aumento casi lineal en la eliminación de Carbono Orgánico Disuelto (COD) a medida que aumenta la concentración de coagulante (Qin *et al.*, 2006).
- **Mezcla:** Tanto la mezcla rápida como la mezcla lenta influyen en la remoción de MON y COSs; la coagulación ocurre muy rápido por lo cual el coagulante debe ser mezclado con el agua cruda tan rápido y eficientemente como sea posible (AWWA, 2011), la mezcla rápida influirá en la carga y distribución de los metales productos de la hidrólisis del coagulante, lo que a su vez afecta la capacidad del coagulante de neutralizar las cargas y repercute en la remoción de estos compuestos (Randtke, 1988).
- **Calidad del agua:** La calidad del agua cruda es variante y depende de estaciones o temporadas de lluvia, lo que influye en el tipo y cantidad de los compuestos orgánicos presentes en el agua, los cuales pueden o no representar una demanda de coagulante significativa (Randtke, 1988).
- **Alcalinidad del agua:** Aguas con altos niveles de alcalinidad pueden disminuir la efectividad de la CM, ya que para llevarla a cabo se requieren pH bajos, lo cual también puede implicar costos de aplicación de mayores dosis de coagulante o modificadores de pH (Sadrnourmohamadi & Gorczyca, 2015).

La CM presenta una variedad de ventajas, entre las que se encuentran, maximizar la eliminación de patógenos y compuestos orgánicos, la absorción de partículas y turbiedad para la separación sólido-líquido en las siguientes etapas de tratamiento, maximizar la remoción de Carbono Orgánico Total (COT) y precursores de SPD y reducir al mínimo los costos de operación (Edzwald & Tobiason, 1999). Sin embargo, puede presentar algunas limitaciones debido a la necesidad, en algunos casos, de mayor adición de coagulante que dependiendo del coagulante utilizado, puede generar una mayor producción de lodos y un agua tratada con pH bajo, para lo cual se requiere especial atención en el proceso de estabilización del pH (Sadrnourmohamadi & Gorczyca, 2015).

La CM actúa desestabilizando las partículas coloidales y facilitando la floculación y sedimentación por medio de la aglomeración con partículas suspendidas sedimentables (Stackelberg *et al.*, 2007), por lo cual el efecto del coagulante en agua con presencia de plaguicidas como la Atrazina depende de sus características físico químicas que permitan su sedimentación. En ambientes acuáticos la Atrazina sufre procesos de hidrólisis y biodegradación que pueden ser lentos dependiendo del pH; estos procesos generan una serie de metabolitos

como la Hidroxiatrazina, N-isopropilamela y ácido cianúrico, de los cuales no se ha estudiado a profundidad sus efectos en los ecosistemas acuáticos y salud humana (Hansen *et al.*, 2013).

2.5. Prueba de jarras y diagramas de coagulación

La prueba de jarras es conocida en la industria del agua como una herramienta válida que simula de forma realista la coagulación, floculación y sedimentación; consiste básicamente en replicar, a pequeña escala, los pasos que ocurren en una PTAP convencional a gran escala (AWWA, 2011). Con los resultados obtenidos en las pruebas de jarras, se construyen los diagramas de coagulación, que consiste en trazar las tasas de reducción de parámetros como color y turbiedad, teniendo en cuenta las variables pH y dosis de coagulante, de esta forma se obtienen rangos donde los porcentajes de remoción se consideran suficientes para seleccionar puntos de estudio, permitiendo delinear regiones donde se presentan diferentes mecanismos de coagulación. En los diagramas de coagulación, el pH de coagulación se presenta en el eje horizontal (eje x) y la dosis de coagulante en el eje vertical (eje y), en escala logarítmica (Amirtharajah & Mills, 1982; Xiao *et al.*, 2013; Valverde *et al.*, 2015).

Los diagramas de coagulación permiten identificar el par de valores (Dosis de coagulante y pH de coagulación) que condujeron a los mejores resultados en cuanto a remoción de un parámetro de interés (Bartiko & De Julio, 2014). Se ha utilizado para seleccionar el coagulante apropiado y la dosificación de coagulante para una aplicación dada, así como para interpretar los resultados de la coagulación tanto de las pruebas de jarras como de los estudios de plantas (Xiao *et al.*, 2013). En la **Figura 3** se presenta un ejemplo de diagrama de coagulación, realizado con el parámetro turbiedad.

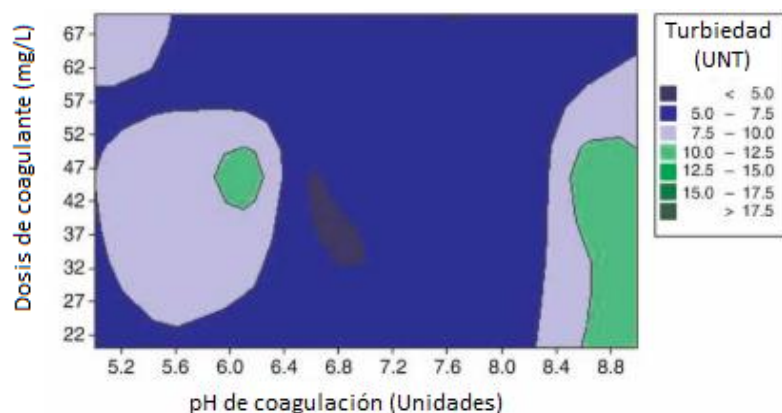


Figura 3. Ejemplo de diagrama de coagulación
Adaptado de Saraiva *et al.*, (2013)

Finalmente, por medio de la utilización de pruebas de jarras y la elaboración de diagramas de coagulación se buscó evaluar la Coagulación Mejorada como estrategia de reducción de Atrazina en procesos de tratamiento de Agua Potable.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la Coagulación Mejorada como estrategia de reducción de Atrazina en procesos de tratamiento de agua potable.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar los niveles de contaminación asociados a la presencia de Atrazina en fuentes de Agua Superficial a nivel mundial y en el agua del río Cauca, a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino.
- Establecer la correlación entre los niveles de Atrazina y un parámetro indicador de la presencia de compuestos orgánicos.
- Evaluar la influencia de dos coagulantes (Cloruro Férrico – FeCl_3 e Hidroxicloruro de aluminio – ACH) sobre el proceso de coagulación mejorada para la remoción de Atrazina durante el proceso de potabilización.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio está enmarcado en el proyecto de investigación “EVALUACIÓN DE LA COAGULACIÓN MEJORADA PARA REMOCIÓN DE PLAGUICIDAS EN AGUA COMO ESTRATEGIA DE MITIGACIÓN DE FACTORES AMBIENTALES CON INCIDENCIA EN LA SALUD”, financiado por Colciencias y la Universidad del Valle y ejecutado por los Grupos de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental – ECCA y Procesos Avanzados para Tratamientos Químicos y Biológicos – GAOX. Los ensayos se realizaron a escala de laboratorio y se desarrollaron en el Laboratorio de Procesos de Tratamiento de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle. A continuación se presenta el esquema metodológico que se llevó a cabo y se describen las fases que lo conformaron (Figura 4):

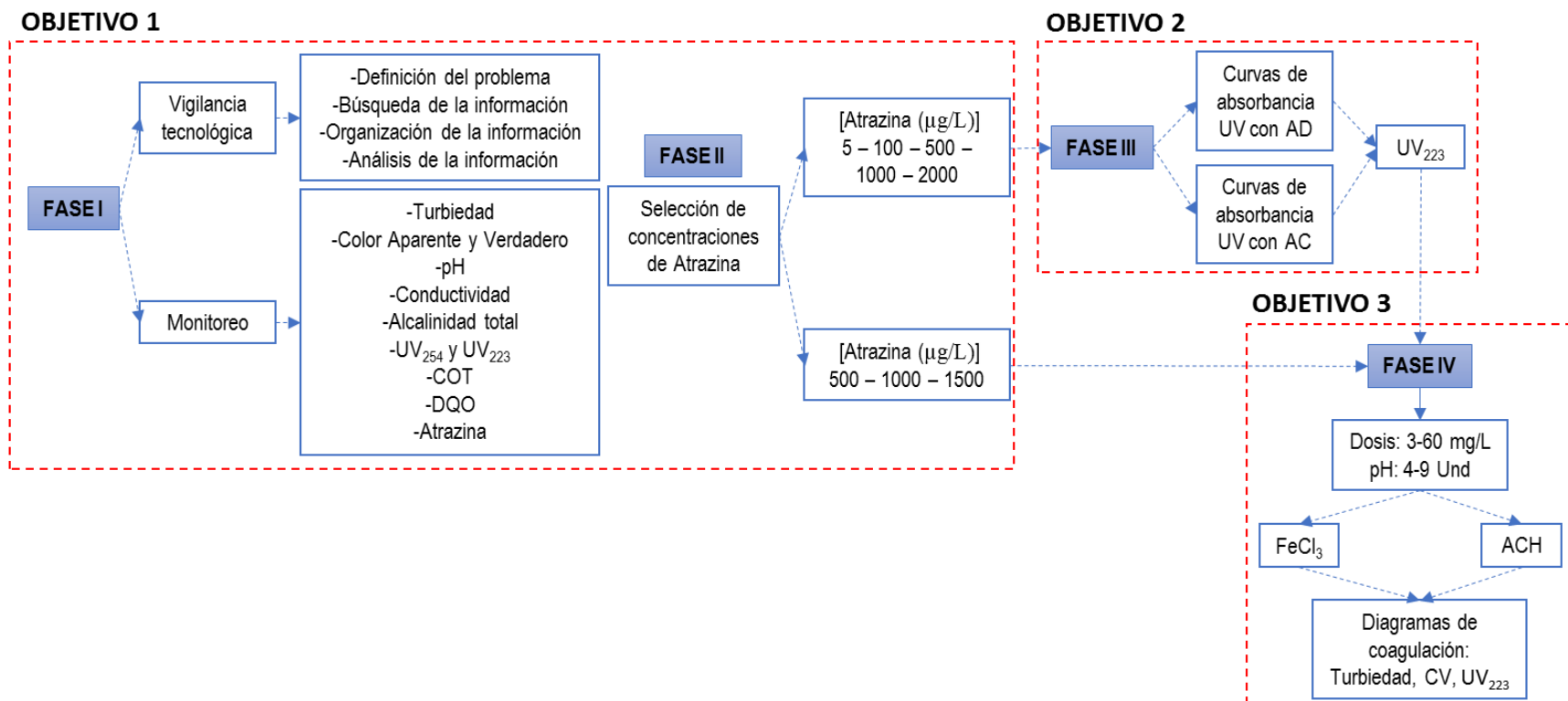


Figura 4. Esquema metodológico

- I. Definición de los niveles de contaminación asociados a la presencia de Atrazina en el agua del río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino.
- II. Definición del rango de concentraciones de Atrazina a evaluar en el estudio.
- III. Correlación de los niveles de Atrazina y un parámetro indicador de la presencia de compuestos orgánicos
- IV. Evaluación de la coagulación mejorada para la reducción de Atrazina, utilizando dos coagulantes

4.1. FASE I. Definición de los niveles de contaminación asociados a la presencia de Atrazina en el agua del río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino

Esta fase constó de dos etapas: En la primera se desarrolló una vigilancia tecnológica para identificar los niveles de Atrazina, posibles de ser hallados en fuentes de AS y en la segunda se realizó un programa de monitoreo en la fuente de AS seleccionada. A continuación, se detallan las etapas mencionadas:

1. Vigilancia Tecnológica: Se realizó teniendo en cuenta la metodología sugerida por Gómez *et al.*, (2014), quien establece realizar las siguientes actividades: *i)* Definición del problema; *ii)* Búsqueda de la información; *iii)* Organización de la información; y *iv)* Análisis de la información.
 - i)* Definición de problema: se consideró necesario conocer las concentraciones típicas posibles de encontrar en fuentes de Agua Superficial, tanto a nivel nacional como internacional y la normatividad de diferentes países sobre el tema.
 - ii)* Búsqueda de la información: con el fin de tener una visión integral sobre el tema de interés, se realizó una revisión de literatura nacional e internacional, se consideró una ventana de observación desde 2003 hasta 2018, Las bases de datos se seleccionaron teniendo en cuenta la categoría “Ciencias de la Salud, Ciencias Básicas, Ciencias de la vida, Medioambiente” de la biblioteca virtual de la Universidad del Valle. Se utilizaron las bases de datos SCOPUS, Science Direct, ISI Web of Science, EBSCO y SciElo, donde se realizó la búsqueda sobre las concentraciones de Atrazina en cuerpos de AS. Se tuvieron en cuenta las siguientes ecuaciones de búsqueda:
 - a) Atrazine AND (Surface water OR superficial water OR river OR source of supply OR source of water OR raw water) AND (concentration OR determine OR detected OR monitoring OR measurement OR presence OR contamination OR pollution).
 - b) Atrazine AND (Surface water OR superficial water OR river OR source of supply OR source of water OR raw water) AND (concentration OR determine OR detected OR monitoring OR measurement OR presence OR contamination OR pollution) AND NOT (sediments OR sludge OR soils OR mire OR “residual water” OR wastewater OR groundwater OR “underground water” OR estuaries OR firth OR seawater OR sea).

Después de aplicar las ecuaciones de búsqueda, se tuvieron en cuenta los filtros que las diferentes bases de datos permitían utilizar, por ejemplo, se excluyeron las categorías de medicina y ciencias computacionales, de esta manera se eliminaron artículos que no aportaría valores de concentraciones de Atrazina.

- iii)* Organización de la información: Se realizó una revisión preliminar en el título y resumen, seleccionando aquellos que mencionaran concentraciones de Atrazina o plaguicidas, monitoreos y/o

fuentes de AS, los artículos seleccionados fueron revisados en detalle con el fin de extraer de estos valores de concentraciones de Atrazina presentes de cuerpos de AS, finalmente, se eliminaron los artículos que estuvieran duplicados en diferentes bases de datos. Los datos obtenidos se organizaron teniendo en cuenta el año de realización de los monitoreos, el país y continente donde se llevaron a cabo.

- iv) **Análisis de información:** Se analizó la información teniendo en cuenta las categorías establecidas de continentes y años, igualmente se compararon las concentraciones encontradas con las restricciones y prohibiciones establecidas por la normatividad de cada país o región.
2. **Monitoreo en la fuente de AS seleccionada:** Entre los meses de marzo y julio del año 2018, se realizaron seis jornadas de monitoreos en la fuente de AS seleccionada para este estudio, el río Cauca, a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino. En cada jornada se colectaron ocho muestras instantáneas tomadas cada media hora, a las cuales se le midieron los parámetros turbiedad, pH, alcalinidad total, color verdadero, conductividad, UV₂₅₄ y UV₂₂₃. Con las muestras instantáneas, se conformaron muestras compuestas para medición de COT, DQO y Atrazina. En la Tabla 5 se presentan los métodos analíticos de los parámetros medidos.

Tabla 5. Métodos para caracterización fisicoquímica de las muestras de agua

PARÁMETRO	UNIDADES	MÉTODO
Turbiedad	UNT	2130-B
Color verdadero	UPC	2120-C
pH	Unidades	4500-H ⁺ -B
Conductividad	μs/cm	2510-B
Alcalinidad total	mgCaCO ₃ /L	2320-B
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	5910-B
UV ₂₂₃	cm ⁻¹	5910-B
Carbono Orgánico Total – COT	mgC/L	5310-B
Demanda Química de Oxígeno – DQO	mgO ₂ /L	5210-B
Atrazina	mg/L	EPA 523

Fuente: (APHA *et al.*, 2012; EPA, 2012)

4.2. FASE II. Definición del rango de concentraciones de Atrazina a evaluar en el estudio

Se seleccionaron para la Fase III cinco concentraciones de Atrazina entre 5 y 2000 μg/L y para la Fase IV tres concentraciones de Atrazina, teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la Fase I, donde a pesar de que los monitoreos realizados arrojaron concentraciones en el río Cauca inferiores a 1 μg/L, la vigilancia tecnológica de concentraciones posibles de encontrar a nivel de América mostró un rango entre 0.0001 – 1000 μg/L, en este sentido, se optó por concentraciones dentro de este rango y superiores.

Se preparó el agua dopada tomando AC del río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino, esta fuente de AS fue seleccionada por su importancia para el país, debido a que abastece al 77% de la población de la ciudad de Cali y ha sido altamente impactada por la vocación agrícola de la zona (Pérez-vidal *et al.*, 2016).

En ambos casos al AC del río Cauca se le incorporaron las respectivas concentraciones a partir de un producto comercial (Triasol®) cuyo componente activo es la Atrazina (Coelho *et al.*, 2012), a partir de una solución de 20000 µg/L y 80% de pureza.

4.3. FASE III. Correlación de los niveles de Atrazina y un parámetro indicador de la presencia de compuestos orgánicos

Para esta fase se empleó AC del río Cauca y Agua Destilada (AD) como control. Ambos tipos de agua se doparon con Atrazina con el fin de obtener cinco concentraciones diferentes (5, 100, 500, 1000 y 2000 µg/L), las cuales se seleccionaron teniendo en cuenta el rango establecido con la vigilancia tecnológica. Utilizando un espectrofotómetro (DR5000, HACH) se realizó un barrido entre las longitudes de onda $\lambda = 200$ y 300 nm, de acuerdo con Kim *et al.*, (2016) quienes reportan absorción UV en este rango para moléculas orgánicas; sin embargo, se hizo énfasis en las longitudes de onda 223 nm, la cual se asocia con la presencia de Atrazina en agua (Al-Degs *et al.*, 2009; Thomas & Burgess, 2007) y 254 nm, la cual se ha utilizado históricamente como un indicador de la presencia de MON (Al-Degs *et al.*, 2009; American Public Health Association (APHA) *et al.*, 2012).

El experimento se llevó a cabo cuatro veces con cada tipo de agua (AC y AD), obteniendo así, curvas de absorbancia para cada concentración y tipo de agua, lo que permitió junto con la revisión de literatura establecer un rango de medida y posteriormente seleccionar la longitud de onda que mostrara para ambos casos, picos de absorbancia, lo cuales indican la menor o mayor presencia del plaguicida aportado al agua (Thomas & Burgess, 2007).

4.4. FASE IV. Evaluación de la coagulación mejorada para la reducción de Atrazina, utilizando dos coagulantes

Esta fase experimental se evaluó mediante la realización de diagramas de coagulación, los cuales permitieron determinar las regiones de mayor eficiencia de remoción debido a la acción de la CC y CM, teniendo en cuenta las variables de respuesta definidas (turbiedad, color verdadero y UV_{223}) utilizando agua cruda del río Cuaca dopada con las concentraciones definidas en la Fase II (Amirtharajah & Mills, 1982). A continuación, se describen detalles de esta fase:

Unidad experimental

Como unidad experimental se utilizaron jarras en acrílico con capacidad de dos (2) Litros, las cuales están provistas de una válvula de muestreo a 10 cm de la base, lo que permite la toma de muestras con un impacto mínimo en la calidad del agua. Se utilizó el equipo de prueba de jarras (jar test) de seis puestos lineales, el cual consta de un agitador múltiple de velocidad variable que puede crear turbulencia simultánea en las jarras, para garantizar la homogeneidad entre el coagulante y el agua, a fin de facilitar el contacto entre las partículas (USEPA 1999). La Figura 5 muestra el esquema del equipo de prueba de jarras.

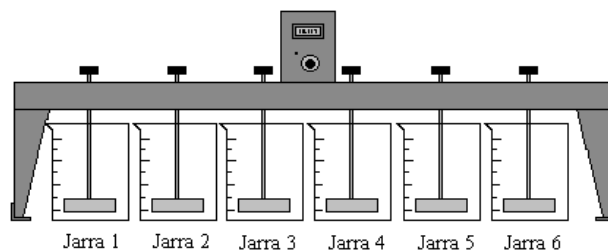


Figura 5. Esquema del equipo de prueba de jarras a escala de laboratorio

Fuente: (Triana, 2015)

El equipo de prueba de jarras se operó con las condiciones de mezcla y tiempos de agitación mostrados en la Tabla 6.

Tabla 6. Condiciones operaciones de ensayos de tratabilidad

PROCESO	VELOCIDAD DE MEZCLA (RPM)	TIEMPO DE MEZCLA
Coagulación	180	45 s
Floculación	30	20 min
Sedimentación	0	20 min

Adaptado de (Di Bernardo & Di Bernardo, 2006)

Se utilizaron los coagulantes Cloruro Férrico (FeCl_3) e Hidroxicloruro de Aluminio (ACH), por ser un coagulante convencional y un coagulante polimérico respectivamente, ambos de amplio uso en procesos de tratamiento de AP. Se evaluaron amplios rangos de dosis de coagulante y pH, con el fin de lograr una optimización en el proceso de reducción de Atrazina y turbiedad simultáneamente. Utilizando dosis de coagulante entre 3 y 60 mg/L, y pH de coagulación entre 4 y 9 Unidades, rango que se logró añadiendo volúmenes variables de Ácido Clorhídrico (HCl) e Hidróxido de Sodio (NaOH) (concentración 0.01 N). La adición de las dosis de coagulante y modificadores de pH a las jarras se realizó por medio de jeringas graduadas, permitiendo la adición cuidadosa de volúmenes reducidos.

Una vez concluida la sedimentación, se hicieron mediciones de turbiedad, Color verdadero (CV) y UV_{223} a las muestras de agua clarificada.

Elaboración de diagramas de coagulación

Para la evaluación de las zonas de ocurrencia de la CC y CM se realizaron diagramas de coagulación con los resultados de turbiedad, Color verdadero (CV) y UV_{223} del agua clarificada, medidos en cada una de las condiciones de coagulación (tipo y dosis) y pH de coagulación. Los diagramas se construyeron en escala semilogarítmica, considerando los valores de pH de coagulación en la escala aritmética en el eje horizontal y las dosis de coagulante en escala logarítmica en el eje vertical. En cada par cartesiano se indicó la eficiencia de remoción calculada con los valores de cada una de las variables de respuesta medidas al comienzo de la prueba de jarras (agua dopada) y al final de la etapa de sedimentación (agua clarificada) (Arboleda, 2000; Di Bernardo *et al.*, 2011), usando la Ec 1.

$$n = \frac{V_i - V_f}{V_i} \times 100 \quad (1)$$

Donde,

n = Eficiencia de reducción de la variable evaluada (%)

V_i = Valor inicial de la variable evaluada, medido al agua dopada

V_f = Valor final de la variable evaluada, medido al agua clarificada

Los diagramas de coagulación consistieron en trazar todos los valores de eficiencia de reducción de los parámetros evaluados, turbiedad y UV_{223} , a partir de los datos obtenidos en las pruebas de jarras. De esta manera, se seleccionaron las condiciones de dosis de coagulante y pH de coagulación que conducen a las mayores eficiencias de reducción de los parámetros de interés, así como para interpretar los resultados obtenidos de la coagulación (De campos *et al.*, 2005; Valverde *et al.*, 2015; Y. Zhao *et al.*, 2013). Para la construcción de los diagramas de coagulación se utilizó una versión de prueba de OriginPro® 9.

Es importante aclarar que los diagramas de coagulación tradicionalmente se han elaborado con base en variables como turbiedad y color; sin embargo, autores como Budd *et al.*, (2004) presentan diagramas de coagulación utilizando COD y Konradt-Moraes *et al.*, (2008); Dlamini *et al.*, (2013); Valverde *et al.*, (2015) reportan diagramas utilizando absorbancia UV_{254} . En este caso, debido a que la longitud de onda que mejor representó la presencia de Atrazina en el agua fue 223 nm, se utilizó para construir los diagramas de coagulación.

4.5. Análisis de información

Para el análisis de los resultados obtenidos en las jornadas de monitoreos, se estableció la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las jornadas teniendo en cuenta cada uno de los parámetros medidos. Se empleó el estadístico de prueba F, controlando la posible variabilidad entre muestras de análisis mediante la inclusión de bloques en el diseño, validando los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas mediante las pruebas de Anderson-Darling y Bartlett, respectivamente (Montgomery & Runger, 2012).

En los casos donde no se validó el supuesto de normalidad, se empleó el estadístico Chi-cuadrado (χ^2) asociado a la prueba de suma de rangos de Friedman validando el supuesto de homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levene (Montgomery & Runger, 2012). Adicionalmente, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para los parámetros evaluados y para las jornadas de monitoreos, lo que permitió observar las relaciones entre parámetros y jornadas.

En el caso de las aguas dopadas con Atrazina, se graficaron las curvas de absorbancia teniendo en cuenta el promedio de los cuatro ensayos realizados con cada tipo de agua y concentración, cada curva cuenta con barras de error.

Con el fin de establecer el efecto del factor tipo de agua (AD y AC) y de la concentración de Atrazina (0, 5, 100, 500, 1000 y 2000 $\mu\text{g/L}$) en cuanto a pH, conductividad, turbiedad, Color Verdadero y absorbancia UV (λ : 223 y 254 nm), se empleó un estadístico de prueba F asociado a un diseño experimental, controlando la posible variabilidad entre muestras de análisis mediante la inclusión de bloques en el diseño y validando los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, mediante las pruebas de Anderson-Darling y Levene respectivamente (Montgomery, 2012). Adicionalmente, se realizaron pruebas de comparación múltiple de

Tukey (nivel de significancia del 5%), para determinar diferencias significativas entre los factores (tipo de agua y concentración de Atrazina). En los casos donde no se validó el supuesto de normalidad, se realizaron transformaciones logarítmicas a los parámetros.

Para evaluar el efecto de los factores tipo de agua (AD y AC), concentración de Atrazina (5, 100, 500, 1000 y 2000 $\mu\text{g/L}$) y su posible interacción a través de la λ se empleó un modelo lineal mixto debido a la estructura de correlación que presentan los datos al evaluar cada muestra de agua a lo largo del espectro de UV (Montgomery & Runger, 2012).

Con la finalidad de evaluar el efecto de los factores fijos concentración de Atrazina (500, 1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$) y dosis de coagulante de FeCl_3 y ACH, y la posible interacción entre los factores anteriores en cuanto a las variables eficiencia de reducción de turbiedad, Color Verdadero y UV_{223} , se emplearon análisis de varianza asociados a modelos lineales con distintas estructuras de covarianza (varianzas homogéneas y heterogéneas), seleccionando el mejor modelo mediante los criterios de verosimilitud penalizada (AIC y BIC) y pruebas de cociente de verosimilitud. Para los casos donde fue necesario, se realizaron pruebas de comparación múltiple basadas en la prueba de Tukey, para determinar diferencias significativas entre los factores concentración de Atrazina y/o dosis de coagulante.

El análisis estadístico se llevó a cabo empleando el programa de libre distribución R versión 3,5,1 (R Development Core Team, 2018), determinando diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Fase I. Definición los niveles de contaminación asociados a la presencia de Atrazina en fuentes de Agua Superficial a nivel mundial y en el agua del río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino.

Vigilancia tecnológica

- i) Definición del problema: Presencia de Atrazina en fuentes de AS a nivel mundial y local.
- ii) Búsqueda y análisis de la información:

Teniendo en cuenta las restricciones y prohibiciones que se estipulan en diferentes países sobre la utilización de Atrazina (Tabla 7), se definió el rango de tiempo en el que se realizaría la búsqueda de la información, el cual fue del año 2003 al 2018.

Tabla 7. Restricciones de uso de Atrazina en diferentes países

REGIÓN	PAÍS	RESTRICCIÓN	AÑO
Norteamérica	Estados Unidos	Restringido	2003
	Canadá	Permitido	2004
	México	Permitido	2005
Europa	Italia, Alemania, Suecia, Austria, Francia, Finlandia, Dinamarca (permiso para consumir existencias hasta 2005)	Prohibido	2004
	Bélgica, Irlanda, Luxemburgo, Reino Unido	Permitido	2004
Asia	Bangladesh, Camboya, China, Indonesia, Malasia, Myanmar, Pakistán, Sri Lanka, Tailandia, Vietnam	Permitido	2005
Oceanía	Australia	Restringido	2002
América Latina y El Caribe	Colombia, Brasil, Cuba, El Salvador, Honduras, Panamá, Puerto Rico, República Dominicana, Venezuela	Permitido	2002
	Antigua y Barbuda, Bahamas, Barbados, Bermuda, Belice, Costa Rica, Dominica, Granada, Guatemala, Guyana, Haití, Jamaica, Nicaragua, Saint Kitts y Nevis, Saint Lucia, San Vicente y las Granadinas, Surinam, Trinidad y Tobago		

Fuentes: adaptado de (Agencia Nacional de Vigilancia Sanitaria (ANVISA), 2016; Hansen *et al.*, 2013; Jablonowski *et al.*, 2010; Sanches *et al.*, 2012)

En la Tabla 7 se observa que entre 2002 y 2003 se establecieron las primeras restricciones en Australia y Estados Unidos, por lo cual se tomó como punto de referencia el año 2003. Sin embargo, en la mayoría de países de América sigue siendo permitida su utilización, por lo cual esta revisión permitió saber si existe una influencia de estas restricciones sobre los niveles de Atrazina encontrados en cuerpos de AS en diferentes partes del mundo.

- iii) Organización de la información:

Esta fase se encuentra en el Anexo 1-A, donde, la información se organizó de acuerdo con el año de publicación de los artículos de forma ascendente partiendo desde el año 2003; de cada artículo se identificó el periodo de muestreo, la ubicación geográfica, la fuente de AS caracterizada y finalmente las concentraciones de Atrazina encontradas en cada una de estas fuentes.

iv) Análisis de información:

La Tabla 8 resume la información obtenida al utilizar las ecuaciones de búsqueda mencionadas en la sección 4.1 (Pag. 29):

Tabla 8. Resultados de la búsqueda en las bases de datos

BASE DE DATOS	NÚMERO DE ARTÍCULOS ENCONTRADOS	NÚMERO DE ARTÍCULOS DESPUÉS DE APLICAR FILTROS	NÚMERO DE ARTÍCULOS UTILIZADOS
SCOPUS	238	220	50
ISI Web of Science	291	254	11
Science Direct	157	157	24
EBSCO	18	18	2
SciElo	17	17	5
Externos	-	-	4
Total	721	666	95

El resultado obtenido de las fases de búsqueda y organización de la información, fue un conjunto de 721 artículos potencialmente relevantes, los cuales, fueron depurados teniendo en cuenta los duplicados, obteniendo un total de 666 artículos que podían posiblemente aportar valores de concentraciones de Atrazina presentes en fuentes de AS. Después de revisar los artículos en detalle, se encontraron 95 artículos que mencionan concentraciones de Atrazina reportadas en fuentes de AS en el mundo; lo que representa el 13,17% del total de resultados de la búsqueda.

Adicionalmente, en la Tabla 8 se observa que la base de datos ISI Web of Science, arrojó el mayor número de artículos al utilizar las ecuaciones de búsqueda, seguida de SCOPUS; sin embargo, entre estas dos se encontró alta cantidad de duplicados. Por otra parte, SciElo que contiene principalmente información de Latinoamérica y el Caribe, España y Portugal, arrojó 17 resultados, de los cuales solo 5 aportaron información respecto a valores de concentraciones de Atrazina. En externos se incluyeron artículos encontrados por fuera de las ecuaciones de búsqueda, que presentaban concentraciones de países suramericanos principalmente Colombia, debido a la necesidad de obtener datos de fuentes de AS con mayor similitud a la zona de estudio. En la Figura 6 se presenta el porcentaje de artículos encontrados por continentes y países.

Se observa que el mayor número de estudios se ha llevado a cabo en América (61,2%), seguido de Europa (25.5%), mientras que los continentes Asia (8,2%), África (3.1%) y Oceanía (2%) han reportado pocos estudios sobre concentraciones de Atrazina en fuentes de AS. Por otro lado, a pesar de que América es el continente que lidera el número de publicaciones sobre el tema (61,2%), el 45,8% de éstos corresponde a estudios realizados en Estados Unidos, el 25.4% en Canadá, mientras que Sur América, aunque representa el 23.8%, el 16.9% está concentrado en Brasil y Colombia tan solo representa el 3,4% de las publicaciones del continente, indicando que existen pocos estudios sobre las concentraciones de Atrazina en fuentes de AS en Colombia y que además estos son poco reportados, lo que dificulta establecer con claridad el nivel de contaminación por este herbicida en las fuentes del país y es necesario tener en cuenta factores como las restricciones en su uso y el tipo de cultivos presentes en las cuencas, en este caso se tuvo en cuenta el primer criterio para agrupar las concentraciones halladas en el continente como representativas para Colombia.

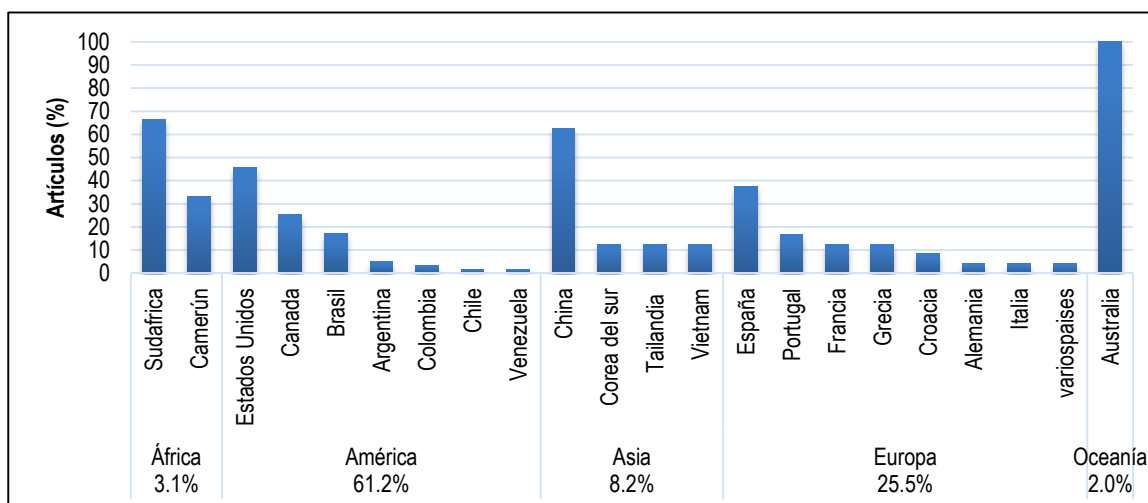


Figura 6. Porcentaje de artículos por países y continentes

Con relación a las concentraciones de Atrazina presentes en fuentes de AS reportadas en los 95 artículos (Anexo 1-A), la Tabla 9 muestra los rangos de concentraciones de Atrazina definidos por países.

Tabla 9. Rango de concentraciones de Atrazina en fuentes de Agua Superficial

CONTINENTE	PAÍSES	CONCENTRACIONES (µg/L)		RESTRICCIONES
		MÍNIMO	MÁXIMO	
África	Sudáfrica	0,21000	9,30000	Restringido
	Camerún	0,02300	0,13900	-
América	Estados Unidos	0,00020	1000,00000	Restringido
	Canadá	0,00010	1,83000	Permitido
	Brasil	0,00070	10,40000	Permitido
	Argentina	0,00400	1,40000	Permitido
	Colombia	1,00000	4,00000	Permitido
	Chile	0,21600	1,32000	Permitido
	Venezuela	0,00300	1,99000	Permitido
Asia	China	0,00340	6,28500	Permitido
	Corea del sur	0,00034	0,00049	-
	Tailandia	0,06200	0,08600	Permitido
	Vietnam	0,00570	0,03000	Permitido
Europa	España	0,00460	25,30000	Prohibido
	Portugal	0,00200	5,50000	Prohibido
	Francia	0,00650	0,15500	Prohibido
	Grecia	0,00060	0,06900	Prohibido
	Croacia	0,02000	8,28000	Prohibido
	Alemania	-	0,80000	Prohibido
	Italia	-	0,00500	Prohibido
Oceanía	Australia	0,05000	2,10000	Restringido

Las concentraciones más altas reportadas corresponden a estudios realizados en Estados Unidos (22, 40.2 y 1000 µg/L) y España (25,3 µg/L); se destaca que, en países principalmente europeos, donde está prohibido o restringido el uso de este herbicida, las concentraciones no sobrepasan los 9 µg/L. Teniendo en cuenta lo

anterior se establece para países de América un rango de concentraciones posibles de encontrar en fuentes de AS entre 0,0001 – 1000 µg/L.

Las Guías Canadienses de Calidad del Agua para la Protección de la Vida Acuática, establecen como límite de Atrazina en cuerpos de agua natural 1,8 µg/L (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999); la Directiva 2013/39/UE (Parlamento Europeo & Consejo de la Unión Europea, 2013) clasifica la Atrazina como sustancia prioritaria a monitorear en cuerpos de agua y establece como límite máximo 2,0 µg/L, en América Latina, Brasil establece como límite permisible en cuerpos de AS 2,0 µg/L (CONAMA, 2005). Algunas de las concentraciones encontradas sobrepasan estos límites, lo cual, refleja que a nivel mundial el control sobre las concentraciones de plaguicidas como la Atrazina en cuerpos de AS es escaso, así como las regulaciones que obliguen a su monitoreo. Por el contrario, este herbicida es el más utilizado en diferentes cultivos de Estados Unidos, usando 3.400 t/año (CORDIS, 2011; ATSDR, 2003), el tercero de mayor empleo en México, con 1078 t/año (Guillén *et al.*, 2017) y uno de los más importados en Colombia, con 161,8 t/año (ICA, 2011).

En el caso de Colombia, aunque en el Decreto 1575 de 2007 se indica que las autoridades y prestadores de servicio de agua para consumo humano deben establecer los factores de riesgo en las cuencas que puedan afectar la salud humana, contribuyendo con acciones de inspección, vigilancia y control de la fuente y teniendo en cuenta los usos del suelo establecidos en el POT, no se encontraron concentraciones de Atrazina reportadas por DAGMA, CVC y/o EMCALI, sin embargo, el 30% de los usos del suelo de la cuenca corresponden a agricultura de los cuales el 50% son cultivos permanentes de caña de azúcar (Pérez-Vidal *et al.*, 2016; ANVISA, 2016) siendo uno de los más utilizados en el Valle del Cauca (Nivia, 2000), en los cuales se emplean plaguicidas con Atrazina como ingrediente activo (Gómez, 1995), esto representa un factor de riesgo para el agua para consumo humano, ya que implica una tendencia a incrementar la contaminación por Atrazina en fuentes de agua como el Río Cauca utilizadas para abastecimiento. La normatividad colombiana relacionada con el agua se centra en el AP, en el caso de plaguicidas define concentraciones máximas para plaguicidas totales (Resolución 2115 de 2007), esta situación deja en evidencia la ambigüedad de la normatividad colombiana ya que al limitarse a la suma de plaguicidas totales se deja abierta la posibilidad de una elevada contaminación por un plaguicida puntual.

Teniendo en cuenta la información encontrada por medio de la vigilancia tecnológica, es clara la necesidad de obtener más información sobre las concentraciones posibles de encontrar en cuerpos de AS, en especial en países de América Latina donde la información es reducida y no se cuenta con regulaciones sobre éste en Agua Cruda; igualmente es necesario realizar estudios sobre toxicidad y riesgos asociados a la Atrazina, con el fin de conocer el impacto de la prohibición o de la restricción de la Atrazina en los niveles de contaminación de las fuentes de AS y el deterioro de los ecosistemas acuáticos. Por otro lado, es importante evaluar inicialmente los usos del suelo de la cuenca lo que permite identificar los factores de riesgo y en este caso las zonas de mayor uso de este herbicida, con el fin de proponer estrategias como el reemplazo por otros herbicidas menos tóxicos pero similarmente efectivos (Hansen *et al.*, 2013) y la aplicación de prácticas agrícolas más sostenibles como las agrosilvopastoriles que implican la asociación de diferentes tipos de cultivos y ganadería para hacer frente al monocultivo, usual en la región; los controles biológicos, entre otras prácticas que pueden reducir la necesidad de utilizar herbicidas como la Atrazina (Narita *et al.*, 2014).

Monitoreos en la fuente de Agua Superficial seleccionada (río Cauca)

Los datos obtenidos a partir de los monitoreos se presentan en el Anexo B Tabla 1. En la Tabla 10 se presentan las diferencias estadísticas entre las seis jornadas de monitoreos teniendo en cuenta los

parámetros pH, turbiedad, conductividad, color aparente, color verdadero, alcalinidad total y absorbancia UV medida en las longitudes de onda 223 y 254 nm (Tabla 1B). La Figura 7, Figura 8 y Figura 9 muestran el comportamiento de las variables medidas en las seis jornadas de muestreo a través de diagramas de cajas y alambres según la jornada de monitoreo, cada jornada de muestro contó con ocho muestras puntuales tomadas cada media hora.

Tabla 10. Diferencias estadísticas entre las seis jornadas de monitoreos

Parámetro	Jornadas	
	Estadístico	Valor-p
pH (Unidades)	F=33,0584	2,6E ^{-12*}
Turbiedad (UNT)	F=497,3400	<0,0001*
Conductividad (µs/cm)	F=41,3400	1,0E ^{-13*}
Color aparente (UPC)	$\chi^2=36,6490$	7,0E ^{-07*}
Color verdadero (UPC)	F=287,4494	<0,0001*
Alcalinidad total (mgCaCO3/L)	$\chi^2=35,6250$	1,1E ^{-06*}
UV ₂₂₃ (Cm ⁻¹)	$\chi^2=26,0830$	8,6E ^{-05*}
UV ₂₅₄ (Cm ⁻¹)	F=22,6550	<0,0001*

*Efecto significativo de la jornada a un nivel del 5%

En la Tabla 10 se pueden evidenciar diferencias significativas entre al menos dos jornadas de monitoreo en todos los parámetros analizados, lo que muestra la variabilidad de la matriz del agua del río Cauca en diferentes periodos del año. La caracterización de las fuentes de AS permite realizar diagnósticos de la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua y de esta manera establecer el uso que se le puede dar, así como la capacidad asimilativa de la fuente para mantener estos parámetros bajos los niveles reglamentados o sugeridos (M. Jiménez & Vélez, 2006), en el caso de Colombia, permite identificar factores de riesgo que impidan el cumplimiento de la normatividad para Agua Potable (Resolución 2115 de 2007). En este caso se tuvieron en cuenta características fisicoquímicas de rápida y fácil medición como el H, turbiedad, conductividad, color aparente y verdadero, alcalinidad y absorbancia UV que pudieran mostrar el comportamiento general del punto de muestreo, sin embargo, es recomendable tener en cuenta otros parámetros como características químicas y microbiológicas, como la medición de Atrazina y otros plaguicidas con posibles efectos en la salud.

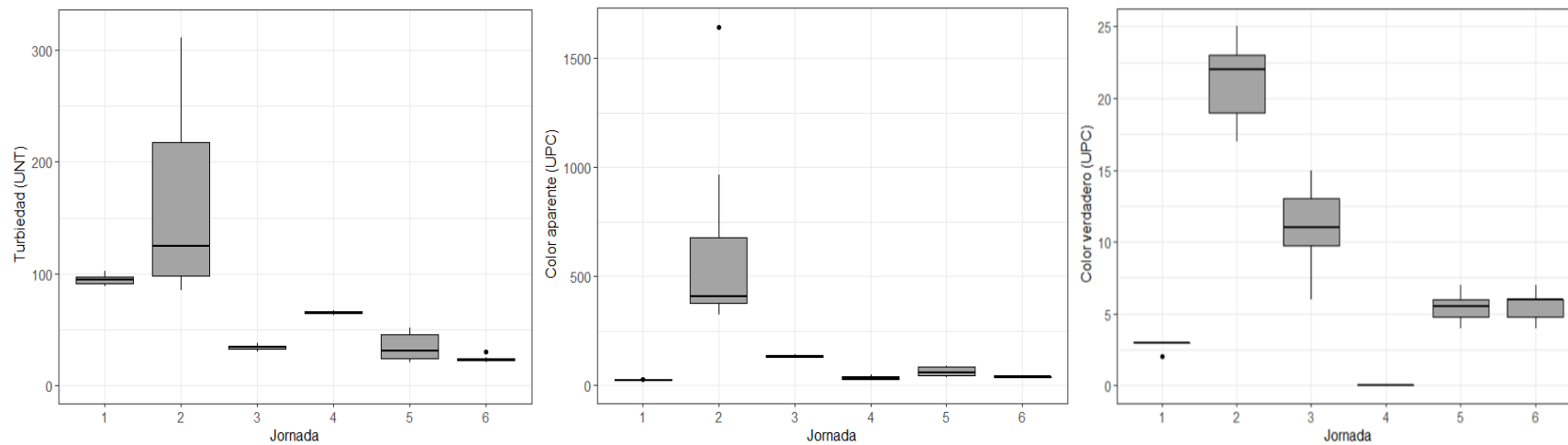


Figura 7. Diagrama de cajas y alambres para Turbiedad, Color aparente y verdadero (n=8/jornada)

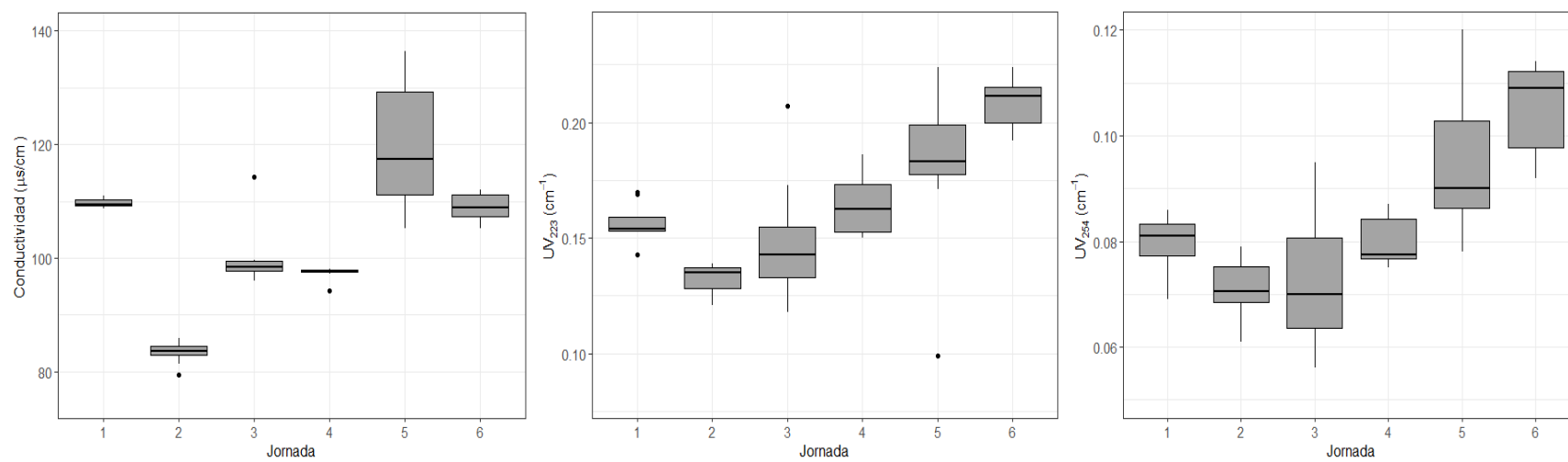


Figura 8. Diagrama de cajas y alambres para Conductividad, absorbancia UV_{223} y UV_{254} (n=8/jornada)

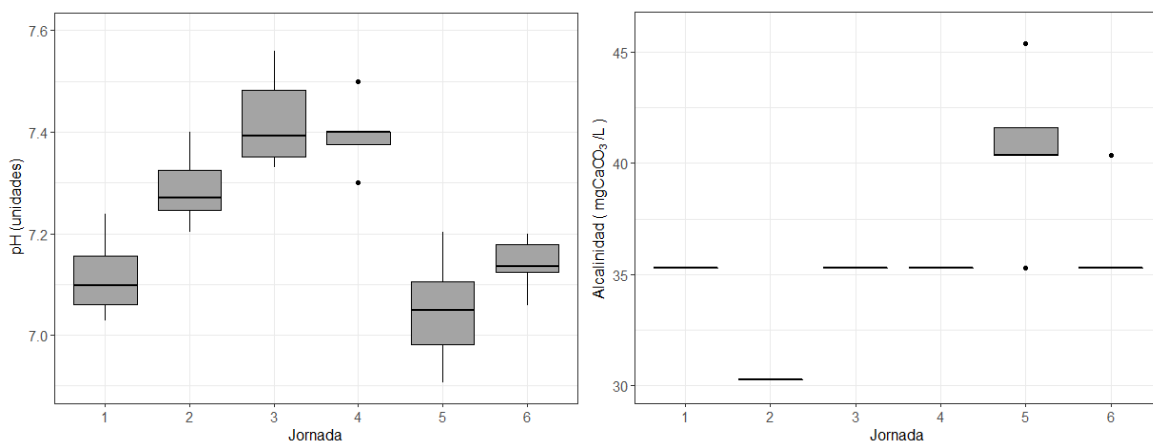


Figura 9. Diagrama de cajas y alambres para pH y alcalinidad total (n=8/jornada)

La Figura 7, muestra el comportamiento de la turbiedad y el color (aparente y verdadero) durante las jornadas de monitoreos, se observa que la jornada dos presentó los mayores valores para los tres parámetros, lo cuales se pueden deber a la posible influencia de los ríos Palo, Zanjón Oscuro y Jamundí, los cuales presentan problemas de erosión en sus cuencas, lo que implica un aumento en el material particulado debido al arrastre de materiales del suelo y lecho del río (Torres *et al.*, 2010). La turbiedad alcanzó valores máximos de alrededor de 300 UNT lo que coincide con lo reportado por EMCALI (2018), mientras que el color aparente y verdadero se encontró dentro del rango reportado por EMCALI (2018).

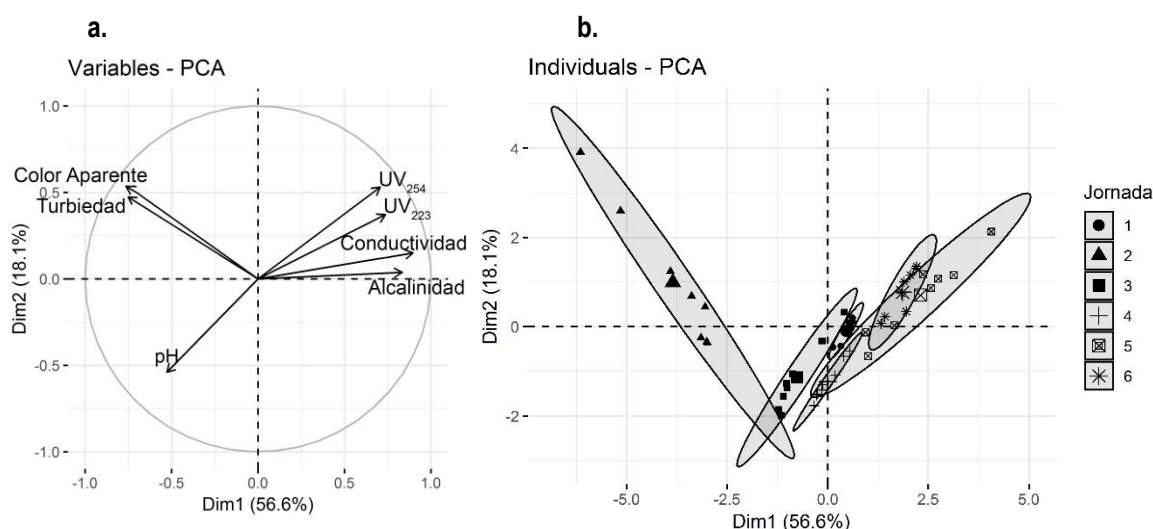
En cuanto a la variable conductividad, en general esta varió entre 80 y 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y fue mayor para la primera jornada (marzo) y las jornadas cinco y seis (julio), lo cual corresponde con los datos históricos de EMCALI (Tabla 2-B), que reportan las mayores conductividades para estos meses, asociado a temporadas de menor precipitación, donde la precipitación mensual en marzo es de alrededor de 103,62 mm y en julio de 39,87 mm (CVC, 2017). Adicionalmente, se encontró dentro del rango característico del río Cauca entre 50 y 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Sandoval & Ramirez, 2007) y cercano al promedio reportado por Torres *et al.*, (2010), el cual fue de 85,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en el mismo lugar donde se realizó este muestreo.

Las variables UV_{223} (valor- $p=8,6E-05$) y UV_{254} (valor- $p<0,0001$), aunque difieren significativamente en los rangos de absorbancia medidos, debido a que cada longitud de onda hace referencia a la presencia de diferentes compuestos en el agua; presentaron un comportamiento similar relacionado con las temporadas en las que se llevaron a cabo las jornadas de monitoreo. Los valores de absorbancia UV en la segunda jornada (Abril) disminuye comparada con la primera (Marzo), pero a partir de allí los valores comienzan a incrementarse hasta llegar a la última jornada. Durante las primeras jornadas los valores de UV_{223} y UV_{254} son bajos, debido probablemente a que corresponde a los meses que presentan la mayor precipitación (Marzo: 103,62 mm, Abril: 153,92 mm, Mayo: 138,25 mm) (Cortés & Barrios, 2010), por lo cual un mayor caudal en el río, puede tener un efecto de dilución de contaminantes, mientras que las últimas jornadas presentan los mayores valores (meses de menor precipitación: Julio: 39,87 mm) (Cortés & Barrios, 2010). Por otro lado, los datos de UV_{254} mostraron mayor variabilidad, lo que se puede deber a que en esta longitud de onda además de MON, también absorben luz compuestos inorgánicos como hierro, nitrato, nitrito y bromuro y algunos oxidantes y reductores como clorato, clorito y tiosulfato (American Public Health Association (APHA) *et al.*, 2012), sin embargo, los valores de UV_{254} (0,056 – 0,120) se encontraron cercanos a los reportados por

Arjona-Rodríguez *et al.*, (2012), en el mismo punto de muestreo (0,059 – 0,119). El total de los datos de Alcalinidad se encontró entre 30,26 y 45,49 mgCaCO₃/L, dentro del rango característico del río Cauca según Sandoval & Ramírez (2007), entre 13 y 60 mgCaCO₃/L y cercano a los valores promedios reportados por Torres *et al.*, (2010) con 27,15 mgCaCO₃/L y Arjona-Rodríguez *et al.*, (2012) con 26,79 mgCaCO₃/L, medido a la altura de la bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino. La segunda jornada presentó los valores de alcalinidad total más bajos, lo que se asocia con la elevada precipitación durante el mes de abril, donde se generan incrementos de la turbiedad, color aparente y verdadero, causando consumo de la alcalinidad total del río (Montoya *et al.*, 2011).

Durante los monitoreos, el pH se incrementó desde la primera jornada hasta la cuarta, las cuales corresponden a los meses de marzo, abril y mayo, mientras que para las últimas jornadas (cinco y seis) el pH disminuyó. Los datos reportados se encontraron en un rango entre 6,91 y 7,56 Unidades, por lo cual, están dentro de los niveles admisibles para agua que va a ser destinada para tratamiento convencional (5,0 – 9,0 Unidades) (Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, 2018). Además, el promedio general para el total de las jornadas de monitoreos fue de 7,23 Unidades, valor cercano a lo reportado por Sandoval & Ramírez (2007) entre 6,50 y 7,50 Unidades en el río Cauca y por Torres *et al.*, (2010) con un promedio de 7,10 Unidades a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino.

En la Figura 10, se muestra el Análisis de Componentes Principales (ACP), donde las primeras tres componentes principales (CP) recogen un porcentaje de variabilidad acumulada del 86,7%. La Figura 10 (a) muestra el comportamiento y las correlaciones de los parámetros evaluados, según cada CP. La Figura 10 (b) muestra la distribución de las jornadas de monitoreos



Dim1: Componente 1, Dim2: Componente 2, Color A: Color Aparente, CV: Color Verdadero, Alcal: Alcalinidad total.

Figura 10. Análisis de componentes principales por parámetros evaluados (a) y por jornadas de monitoreos (b)

De acuerdo con la Figura 10, se evidencia que la turbiedad y el color están correlacionados positivamente (a), donde la jornada dos presentó la mayor variabilidad entre las seis jornadas realizadas (b), lo que puede estar relacionado a que en el periodo de este muestreo (mes de abril) el régimen de precipitación en el río Cauca es elevado (Cortés & Barrios, 2010), de acuerdo con la Corporación Autonoma Regional del Valle del Cauca -

CVC (2017) es el mes con mayor precipitación en el año. Por su parte, los parámetros Conductividad, UV_{223} , UV_{254} , y Alcalinidad están correlacionados positivamente y tienen una correlación negativa con los parámetros turbiedad, color aparente y verdadero (a). La alcalinidad total por estar cercana a cero (0), en el ACP muestra una correlación baja con el CP1 y presentó baja variabilidad entre las jornadas de monitoreo. El parámetro pH tiene la particularidad de estar correlacionado de manera inversa con los parámetros UV_{223} , UV_{254} y conductividad, pero no presenta correlación con color aparente, color verdadero y turbiedad.

Teniendo en cuenta que desde el enfoque de Planes de Seguridad del Agua (PSA), la cuenca es la primera barrera para la distribución de agua segura para el consumo humano y que influye en las siguientes barreras (Tratamiento de agua, distribución y usuario final) (OMS, 2011), es importante el monitoreo de la calidad del agua de la fuente abastecedora como una herramienta que permita identificar peligros fisicoquímicos y microbiológicos, además de cuantificar y verificar las características del agua (Pérez-Vidal, 2013); en este caso, el proceso de CM está influenciado por el pH del agua y la alcalinidad, por lo cual conocer la calidad del agua cruda de manera constante permite hacer los ajustes necesarios para el efectividad del tratamiento, lo que a su vez influye en los costos de tratamiento, ya que por ejemplo una mayor alcalinidad del agua indica la necesidad de utilizar una dosis de coagulante más alta o de modificadores de pH, lo que se ve reflejado en un incremento de costos del proceso por el aumento de estos reactivos. Además, el monitoreo constate de parámetros relacionados con la presencia de compuestos orgánicos en este caso Atrazina como UV_{223} , permitiría la prevención de riesgos a la salud por la presencia de este en el agua.

En la Tabla 11 se presentan los datos de obtenidos del análisis de COT, DQO y Atrazina en las muestras compuestas de agua cruda del río Cauca, tomadas durante las jornadas de monitoreo.

Tabla 11. Caracterización del Agua Cruda del río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino

Jornada de monitoreo	COT (mg/L)	DQO (mg/L)	Atrazina ($\mu\text{g/L}$) +DE
1	3,68	12	-
2	4,25	14	$0,77 \pm 0,06576$
3	4,19	15	$0,01 \pm 0,00085$
4	3,64	15	$0,01 \pm 0,00085$
5	4,73	15	$0,04 \pm 0,00342$
6	5,49	-	$0,22 \pm 0,01879$
MIN	3,64	12	0,01
PROM	4,33	14	0,39
MAX	5,49	15	0,77

Los parámetros COT, DQO y Atrazina no varían sustancialmente entre los meses de marzo y mayo, donde los valores de DQO se encontraron en el rango reportado por Sandoval & Ramírez (2007) para el río Cauca (20 – 40 mg/L). Por su parte, los valores más bajos de Atrazina se encontraron en las jornadas de monitoreos realizadas en mayo (mes de alta precipitación), mientras que la última jornada (julio) presentó los valores más altos para todas las variables asociadas a la presencia de compuestos orgánicos en el agua (COT, DQO, absorbancia UV_{223} y UV_{254}) y de Atrazina, comportamiento similar al presentado para las variables UV_{254} y UV_{223} al ser indicadoras de MON y Atrazina respectivamente, donde en los meses de mayor precipitación los estos parámetros son bajos comparados con los meses de menor precipitación.

La realización de estas jornadas de monitoreos permitió establecer un rango concentraciones de Atrazina presentes en el río Cauca, a la altura de la bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino entre 0,01 y 0,77 $\mu\text{g/L}$,

encontrándose dentro del rango establecido para países de América teniendo en cuenta la vigilancia tecnológica (0,0001 – 1000 µg/L), estas concentraciones son inferiores a las establecidas por diferentes normatividades y recomendaciones (1,8 µg/L - Canadian Council of Ministers of the Environment (1999), 2 µg/L - Parlamento Europeo & Consejo de la Unión Europea (2013), 2,0 µg/L CONAMA (2005)); sin embargo, la presencia de Atrazina en el medio acuático en concentraciones entre 1 y 10 µg/L genera inhibición de la fotosíntesis en algas de agua dulce como el perifiton, entre 5 y 120 µg/L genera efectos negativos en el comportamiento y desarrollo de peces, entre 20 y 100 µg/L afecta el crecimiento y desarrollo de macroinvertebrados, concentraciones superiores a 20 µg/L influyen en la abundancia y crecimiento de invertebrados, renacuajos y peces, se han reportado efectos en ratones con concentraciones tan bajas como 3 µg/L generando daño cromosómico en células de ovarios y médula ósea, lo que conduce a la formación de cáncer (Graymore *et al.*, 2001).

Aunque en este estudio las concentraciones encontradas en el Río Cauca no sobrepasan 1 µg/L, al analizar los usos del suelo en la cuenca del Río Cauca se encontró que los cultivos predominantes son la caña de azúcar, café, plátano, arroz, sorgo, soya, maíz, yuca, cacao, piña e ilícitos, donde los principales plaguicidas utilizados son herbicidas: Atrazina, paraquat, picloram, ametrina, diuron y glifosato, insecticidas: dimetoato, metomil, clorpirifos, carbofurano, fosfamidón, metamidofos y fungicidas: mancozeb y carbendazim (Pérez-Vidal, 2013); ante este panorama se puede apreciar que existe una tendencia creciente al uso de este tipo de plaguicidas en la cuenca.

Es importante resaltar que los resultados reportados por este monitoreo fueron correspondientes a cinco muestras a la altura de la bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino, por lo cual es necesario un mayor estudio sobre las concentraciones de Atrazina en esta fuente, tomando datos en otras zonas de la cuenca y un mayor número de muestras en diferentes épocas del año; además, teniendo en cuenta la vocación agrícola de la zona y los riesgos de presencia de otro tipo de compuestos, es recomendable el monitoreo de otros compuestos de interés sanitarios ya sean plaguicidas, compuestos farmacéuticos, de cuidado personal, entre otros; los cuales en general representan efectos adversos al estar presentes en el agua de consumo humano. Teniendo en cuenta los resultados de este estudio, la medición de parámetros como Nitrógeno (Nitrógeno total, Nitratos y Nitritos) y COD, permitirían aportar conclusiones adicionales sobre la calidad del agua evaluada.

5.2. Fase II. Definición del rango de concentraciones de Atrazina a evaluar en el estudio.

A partir de los resultados obtenidos en la Fase I se estableció un rango de concentraciones posibles de encontrar en países pertenecientes al continente Americano entre 0,0001 – 1000 µg/L, así mismo, por medio de las jornadas de monitoreos se encontraron concentraciones de Atrazina en el Río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino entre 0,01 – 0,77 µg/L, valores que aunque se encuentran dentro del rango reportado para el continente son bajos; sin embargo, dentro de los usos del suelo de la cuenca del Río Cauca el 30% corresponde a la agricultura, donde la caña de azúcar resalta por ocupar el 50% de las tierras cultivables en la cuenca (Pérez-Vidal, 2013), adicional a este panorama en Colombia la utilización de Atrazina como herbicida aun es permitida (ANVISA, 2016), lo que demuestra el riesgo potencial que tiene el Río Cauca en el incremento de las concentraciones de Atrazina.

En este sentido, para la Fase III se seleccionaron cinco concentraciones 5, 100, 500, 1000 y 2000 µg/L, y la condición sin dopar, con el fin de evaluar un amplio rango de concentraciones con el fin de observar el comportamiento de las curvas de absorbancia UV con el incremento de la concentración de Atrazina.

Para la Fase IV, se optó por seleccionar concentraciones de Atrazina cercanas a los valores máximos reportados para el continente teniendo en cuenta una visión del riesgo potencial de las fuentes, de este modo, se evaluaron tres concentraciones 500, 1000 y 1500 µg/L, con el fin de cubrir una concentración menor, igual y mayor a lo máximo reportado para el continente.

5.3. Fase III. Correlación de los niveles de Atrazina y un parámetro indicador de la presencia de compuestos orgánicos

Condiciones iniciales

En la Tabla 12 se presentan las mediciones realizadas tanto al Agua Destilada (AD) como al Agua Cruda (AC) sin dopar y dopadas con cada concentración de Atrazina estudiada. En general las variables medidas fueron superiores en el AC en comparación con el AD, por tratarse de una fuente de AS impactada por diferentes usos del suelo y actividades que se llevan a cabo en torno a las cuencas y subcuencas como la agricultura, ganadería, minería, industria y asentamientos subnormales (Pérez-vidal *et al.*, 2016). En la Tabla 13 se muestra la comparación múltiple de Tukey entre concentraciones de Atrazina según cada Tipo de agua evaluada (AD y AC) y en la Tabla 14 la comparación múltiple de Tukey entre tipos de agua (AD - AC) según cada concentración.

Las pruebas de comparación múltiple de Tukey entre concentraciones (Tabla 13 y Tabla 14) muestran que los parámetros conductividad, turbiedad, color verdadero, UV_{254} y UV_{223} muestran diferencias significativas ($p < 0,0001$) entre los dos tipos de agua independientemente de la concentración evaluada. Con relación al pH el AC y AD sin dopar no difiere entre ellas, sin embargo, difiere a partir de la concentración 5 µg/l, donde los mayores valores se presentaron en el AC.

Con relación al AD, la turbiedad, conductividad y Color Verdadero no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones añadidas de Atrazina. Por otro lado, se encontraron diferencias para el pH, donde el agua sin dopar difiere de las demás, donde el pH es mayor. Para la absorbancia UV_{254} , la concentración 2000 µg/L de Atrazina difiere de todas las demás, reportando los mayores valores, exceptuando la concentración 1000 µg/L. Mientras que para UV_{223} , las concentraciones 0, 5 y 100 µg/L no presentan diferencias entre ellas y las concentraciones 1000 y 2000 µg/L son diferentes a todas las demás, lo que indica que la sensibilidad de la absorbancia es mayor a medida que aumenta la concentración de Atrazina.

Tabla 12. pH, conductividad, turbiedad, color verdadero, UV₂₅₄ y UV₂₂₃ del AD y AC sin dopar y dopadas con Atrazina

	pH (Unidades)				Conductividad (µs/cm)				Turbiedad (NTU)				Color verdadero (UPC)				UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)				UV ₂₂₃ (cm ⁻¹)			
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 1	M 2	M 3	M 4	M 1	M 2	M 3	M 4	M 1	M 2	M 3	M 4	M 1	M 2	M 3	M 4	M 1	M 2	M 3	M 4
AD [0]	-	7,56	7,32	6,50	1,03	1,11	1,11	1,13	0,18	0,23	0,27	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
AD [1]	7,35	5,95	6,09	5,71	1,52	1,88	1,23	1,85	0,11	0,25	0,29	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
AD [2]	6,86	5,79	5,88	5,48	1,51	3,05	1,38	2,20	0,10	0,46	0,34	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,006	0,000	0,000	0,005	0,017	0,000	0,000
AD [3]	6,89	5,62	5,35	5,66	1,48	1,53	1,45	2,16	0,16	0,36	0,28	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,005	0,007	0,000	0,005	0,068	0,074	0,052	0,065
AD [4]	6,21	5,89	5,56	5,46	2,46	1,70	1,38	2,54	0,18	0,29	0,28	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,011	0,019	0,013	0,008	0,168	0,159	0,141	0,143
AD [5]	6,65	5,88	5,88	5,86	2,00	3,02	1,50	2,63	0,23	0,46	0,36	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,032	0,031	0,020	0,028	0,344	0,307	0,281	0,299
AC [0]	7,05	7,35	7,27	7,19	107,60	101,20	104,20	101,80	38,90	29,10	31,30	28,30	3,00	11,00	8,00	4,00	0,088	0,072	0,069	0,062	0,155	0,155	0,146	0,148
AC [1]	7,32	7,46	6,88	7,00	107,40	101,20	103,50	104,70	44,60	29,80	29,40	28,70	3,00	11,00	3,00	5,00	0,079	0,080	0,052	0,058	0,164	0,175	0,123	0,137
AC [2]	7,28	7,58	7,02	7,13	108,60	102,90	104,10	105,60	43,30	31,20	30,50	28,20	2,00	15,00	8,00	5,00	0,067	0,086	0,066	0,062	0,160	0,208	0,151	0,151
AC [3]	7,28	7,30	7,05	7,03	108,20	101,80	104,20	106,00	42,30	31,70	32,10	29,20	3,00	11,00	8,00	2,00	0,088	0,095	0,078	0,042	0,232	0,260	0,217	0,175
AC [4]	7,31	7,10	7,15	7,22	108,20	102,30	104,10	106,00	44,40	33,60	29,80	29,60	2,00	15,00	9,00	4,00	0,069	0,109	0,081	0,073	-	0,352	0,285	0,282
AC [5]	7,66	7,33	7,02	7,08	108,90	103,10	105,00	106,50	45,30	31,30	32,10	30,30	3,00	13,00	4,00	1,00	0,080	0,118	0,071	0,057	-	0,509	0,391	0,379

AD: Agua Destilada, AC: Agua Cruda, M: Muestra

Concentración de Atrazina dopada: [0]: 0 µg/L [1]: 5 µg/L [2]: 100 µg/L [3]: 500 µg/L [4]: 1000 µg/L [5]: 2000 µg/L

Tabla 13. Comparación múltiple de Tukey entre Concentraciones según cada Tipo de agua.

Tipo de agua	Comparación entre Concentraciones		Parámetro											
			Turbiedad (UNT)		Conductividad (µs/cm)		Color verdadero (UPC)		pH (Unidades)		UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)		UV ₂₂₃ (cm ⁻¹)	
			Diferencia media estimada	Valor-p	Diferencia media estimada	Valor-p	Diferencia media estimada	Valor-p	Diferencia media estimada	Valor-p	Diferencia media estimada	Valor-p	Diferencia media estimada	Valor-p
Agua Destilada	0	- 5	0,01	1,000	1,5E ⁻¹⁵	0,996	6,7E ⁻¹⁴	1,000	0,99	1,5E-15	0,00100	10,0000	-2,1E-16	10,0000
	0	- 100	-0,03	1,000	9,3E ⁻¹⁶	0,947	7,2E ⁻¹⁴	1,000	1,26	9,3E-16	-0,00050	10,0000	-0,0055	0,9869
	0	- 500	-0,05	1,000	8,3E ⁻¹⁶	0,995	0,25	1,000	1,39	8,3E-16	-0,00325	0,9979	-0,0627	<0,0001 *
	0	- 1000	-0,02	1,000	6,1E ⁻¹⁶	0,950	0,25	1,000	1,49	6,1E-16	-0,01175	0,6278	-0,1421	<0,0001 *
	0	- 2000	-0,12	0,995	7,8E ⁻¹⁶	0,866	-0,25	1,000	1,20	7,8E-16	-0,02675	0,0135 *	-0,2682	<0,0001 *
	5	- 100	-0,03	1,000	-6,0E ⁻¹⁶	0,999	5,0E ⁻¹⁵	1,000	0,27	-6,0E-16	-0,00150	10,0000	-0,0055	0,9869
	5	- 500	-0,06	1,000	-6,9E ⁻¹⁶	1,000	0,25	1,000	0,40	-6,9E-16	-0,00425	0,9926	-0,0627	<0,0001 *
	5	- 1000	-0,03	1,000	-9,2E ⁻¹⁶	0,999	0,25	1,000	0,50	-9,2E-16	-0,01275	0,5442	-0,1421	<0,0001 *
	5	- 2000	-0,13	0,994	-7,5E ⁻¹⁶	0,988	-0,25	1,000	0,21	-7,5E-16	-0,02775	0,0096 *	-0,2682	<0,0001 *
	100	- 500	-0,03	1,000	-9,7E ⁻¹⁷	0,999	0,25	1,000	0,12	-9,7E-17	-0,00275	0,9991	-0,0573	<0,0001 *
	100	- 1000	0,01	1,000	-3,2E ⁻¹⁶	1,000	0,25	1,000	0,22	-3,2E-16	-0,01125	0,6690	-0,1366	<0,0001 *
	100	- 2000	-0,09	0,999	-1,5E ⁻¹⁶	1,000	-0,25	1,000	-0,07	-1,5E-16	-0,02625	0,0160 *	-0,2627	<0,0001 *
	500	- 1000	0,03	1,000	-2,2E ⁻¹⁶	0,999	3,0E ⁻¹⁵	1,000	0,10	-2,2E-16	-0,00850	0,8652	-0,0794	<0,0001 *
	500	- 2000	-0,07	1,000	-5,6E ⁻¹⁷	0,990	-0,50	1,000	-0,19	-5,6E-17	-0,02350	0,0394 *	-0,2054	<0,0001 *
	1000	- 2000	-0,10	0,998	1,7E ⁻¹⁶	1,000	-0,50	1,000	-0,29	1,7E-16	-0,01500	0,3667	-0,1261	<0,0001 *
Agua Cruda	0	- 5	-0,09	0,999	0,22	0,997	-3,50	1,000	0,05	0,22	0,00550	0,9765	0,0012	10,0000
	0	- 100	-0,11	0,996	-0,12	0,659	-6,6E ⁻¹⁴	1,000	-0,04	-0,12	0,00250	0,9994	-0,0140	0,5776
	0	- 500	-0,16	0,980	0,15	0,795	-0,75	1,000	0,05	0,15	-0,00300	0,9986	-0,0587	<0,0001 *
	0	- 1000	-0,20	0,951	-0,10	0,743	-0,75	1,000	0,02	-0,10	-0,01025	0,7479	-0,1179	<0,0001 *
	0	- 2000	-0,24	0,909	0,46	0,334	-3,25	1,000	-0,06	0,46	-0,00875	0,8505	-0,1940	<0,0001 *
	5	- 100	-0,02	1,000	-0,33	0,901	3,50	1,000	-0,09	-0,33	-0,00300	0,9986	-0,0153	0,4876
	5	- 500	-0,07	1,000	-0,07	0,965	2,75	1,000	-1,2E ⁻¹⁶	-0,07	-0,00850	0,8652	-0,0600	<0,0001 *
	5	- 1000	-0,11	0,997	-0,32	0,944	2,75	1,000	-0,03	-0,32	-0,01575	0,3147	-0,1191	<0,0001 *
	5	- 2000	-0,14	0,989	0,24	0,614	0,25	1,000	-0,11	0,24	-0,01425	0,4228	-0,1953	<0,0001 *
	100	- 500	-0,05	1,000	0,27	1,000	-0,75	1,000	0,09	0,27	-0,00550	0,9765	-0,0447	0,0002 *
	100	- 1000	-0,09	0,999	0,02	1,000	-0,75	1,000	0,06	0,02	-0,01275	0,5442	-0,1039	<0,0001 *
	100	- 2000	-0,12	0,995	0,58	0,994	-3,25	1,000	-0,02	0,58	-0,01125	0,6690	-0,1800	<0,0001 *
	500	- 1000	-0,04	1,000	-0,25	1,000	-1,2E ⁻¹⁴	1,000	-0,03	-0,25	-0,00725	0,9259	-0,0592	0,0001 *
	500	- 2000	-0,07	1,000	0,31	0,969	-2,50	1,000	-0,11	0,31	-0,00575	0,9716	-0,1353	<0,0001 *
	1000	- 2000	-0,03	1,000	0,56	0,982	-2,50	1,000	-0,08	0,56	0,00150	10,0000	-0,0761	<0,0001 *

*Diferencias significativas entre concentraciones a un nivel del 5%

Tabla 14. Comparación múltiple de Tukey entre tipos de agua (AD - AC) según cada concentración

Parámetro	Estadístico	Concentración					
		0	5	100	500	1000	2000
pH (Unidades)	Diferencia estimada	-0,05	0,89	1,25	1,29	1,42	1,21
	Valor-p	0,8366	0,0004 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *
Conductividad (µs/cm)	Diferencia estimada	102,61	102,58	103,27	103,40	103,13	103,59
	Valor-p	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *
Turbiedad (UNT)	Diferencia estimada	5,16	5,26	5,25	5,27	5,34	5,28
	Valor-p	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *
Color verdadero (UPC)	Diferencia estimada	2,47	2,25	2,59	2,32	2,57	2,01
	Valor-p	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	0,0001 *
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	Diferencia estimada	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,05
	Valor-p	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *
UV ₂₂₃ (cm ⁻¹)	Diferencia estimada	0,14	0,14	0,15	0,14	0,12	0,07
	Valor-p	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *

*Diferencias significativas entre agua destilada y cruda a un nivel del 5%

En cuanto al AC, la turbiedad, conductividad, Color Verdadero, pH y absorbancia UV₂₅₄ no presentaron diferencias significativas entre las concentraciones de Atrazina evaluadas. Para la absorbancia UV₂₂₃, no se encontraron diferencias significativas entre 0, 5 y 100 µg/L, mientras que 1000 y 2000 µg/L difieren de las demás, este comportamiento fue similar al del AD, lo que indica que independiente del tipo de agua, los parámetros turbiedad, conductividad, color verdadero y pH, no son un indicativo adecuado de la presencia de Atrazina en el agua, ya que están asociados con otro tipo de sustancias o procesos naturales.

Evaluación del espectro de absorbancia UV

La Figura 11 y la Tabla 15, presentan el espectro de absorbancia UV (λ : 200 - 300 nm) para el AD y el AC sin dopar y dopadas con las cinco concentraciones de Atrazina evaluadas y el análisis de varianza para el modelo lineal mixto ajustado respectivamente. En general, se observa un efecto significativo tanto del tipo de agua (AD y AC), como de la concentración de Atrazina (5, 100, 500, 1000 y 2000 µg/L) y la longitud de onda (200 – 300 nm).

Tabla 15. Análisis de varianza del modelo lineal mixto ajustado

Factor	Estadístico F	Valor-p
Tipo de agua	137,3	<0,0001 *
Concentración Atrazina	1002,7	<0,0001 *
Longitud de onda	2151,4	<0,0001 *
Tipo de agua × Concentración Atrazina	771,0	<0,0001 *
Tipo de agua × Longitud de onda	887,9	<0,0001 *
Concentración Atrazina × Longitud de onda	3272,8	<0,0001 *

* Efecto significativo a un nivel de 5%.

La Figura 11 (a) muestra que el AD dopada con las cinco concentraciones, presenta un comportamiento bien definido (a mayor concentración de Atrazina, mayores valores de absorbancia). La prueba de comparación de Tukey indica que no existen diferencias significativas entre las curvas para ambos tipos de agua sin dopar y dopadas con 5 y 100 µg/L, lo que indica que, en el caso de bajas concentraciones de Atrazina, la capacidad de la absorbancia UV para indicar la presencia de compuestos orgánicos, es limitada.

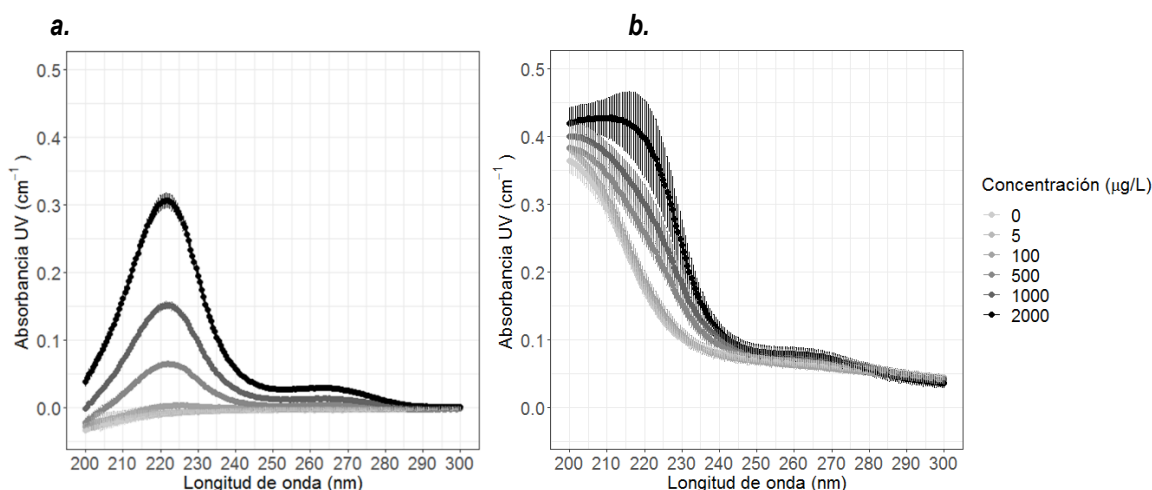


Figura 11. Espectro de absorbancia UV vs concentración de Atrazina añadida para el Agua Destilada (AD) (a) y Agua Cruda (AC) (b)

A pesar de esta limitación, la medición de este indicador puede resultar de gran importancia como medida de control del riesgo en los SAAP, debido a que puede ser sensible en la detección de concentraciones superiores a 100 $\mu\text{g/L}$, valor de referencia de la OMS (2018) y servir de indicador de eventos peligrosos en cuencas de abastecimiento fuertemente afectadas por actividades agrícolas como es el caso del río Cauca (Jiménez & Soto, 2014). Sin embargo, es importante resaltar que se realizaron seis jornadas de monitoreos en este estudio de los cuales la concentración máxima de Atrazina fue de 0.77 $\mu\text{g/L}$, por lo tanto, debido a la alta variabilidad en la matriz de agua de la fuente es necesario realizar otros estudios sobre la presencia de este plaguicida en el agua.

Cabe mencionar que en estos casos predomina la contaminación difusa, ya que la cuenca se ve afectada por la agricultura, ganadería, industria y asentamientos humanos y minería (Pérez-vidal *et al.*, 2016; World Health Organization (WHO), 2018) y por lo tanto la medición de la absorbancia UV puede resultar de gran utilidad para obtener información sistemática de este tipo de peligros químicos. Además, la utilización de este parámetro presenta ventajas como, versatilidad, menores costos y tiempos de respuesta, permitiendo la estimación cualitativa de sustancias orgánicas como la Atrazina, sin acudir necesariamente a pruebas de cuantificación, que generalmente requieren metodologías especializadas, tratamiento de muestras y equipos complejos, lo que conlleva a mayores costos y la necesidad de personal calificado y un alto tiempo de respuesta (Wu *et al.*, 1998; Thomas & Burgess, 2007; Al-Degs *et al.*, 2009; Amaral *et al.*, 2014).

En comparación con el AD dopada, el AC dopada presenta una mayor desviación estándar (Figura 11 (b)), debido probablemente a la matriz del agua que generalmente contiene materia orgánica como ácidos húmicos o la presencia de hierro que puede agregarse a los herbicidas (Amaral *et al.*, 2014), lo cual genera interferencia en la medición de los datos; en este sentido, los puntos de máxima absorbancia para este caso se desplazaron hacia una longitud de onda entre 203 y 223 nm.

De acuerdo con Thomas & Burgess (2007), la curva del AC sin dopar (Figura 11 (b)), es un espectro característico de la presencia de nitratos en aguas naturales, debido a que el nitrato es la forma más estable de nitrógeno en el agua, como resultado de la oxidación del nitrito, amonio o nitrógeno orgánico; las máximas absorbancias de soluciones con nitrato se encuentran entre 200 y 400 nm dependiendo de su concentración;

incluso en presencia de otros compuestos, una forma convexa de la curva en la región 205 – 220 nm está relacionada con su presencia en el agua. Por otro lado, la presencia de otros plaguicidas también puede causar interferencias, por ejemplo los herbicidas nitrogenados absorben luz UV en λ inferiores a 210 nm, los herbicidas organoclorados alrededor de 220 nm como alacloro (225 nm), metazacloro (230 nm), fenoxi (229 nm) y simazina (221 nm) (Thomas & Burgess, 2007).

Estudios como el de Bueno *et al.* (2014), muestran presencia de compuestos como hierro (1,880 – 2,110 mg/L), manganeso (0,340 – 0,460 mg/L), nitratos (2,100 – 4,290 mg/L), nitritos (0,016 – 0,067 mg/L), Atrazina (<0,001 - <0,004 mg/L), entre otros, en el AC del río Cauca a la altura de la zona de muestreo, la posible presencia de éstos y otros compuestos, hacen de la matriz del AC utilizada compleja, lo que conlleva al desplazamiento observado en los puntos de máxima absorbancia (Thomas & Burgess, 2007), en este sentido, es necesario que futuros estudios caractericen el agua también con estos parámetros.

En la Figura 12 se presenta la correlación existente entre la absorbancia UV medida en la longitud de onda λ : 223 nm y las concentraciones añadidas de Atrazina para el AD (a) y el AC (b). Se observa que para los dos tipos de agua utilizados (AD y AC) se presenta una alta correlación entre absorbancia UV medida en la longitud de onda 223 nm y la concentración de Atrazina; para el AD el coeficiente R^2 fue 0.99 y para el AC 0.98.

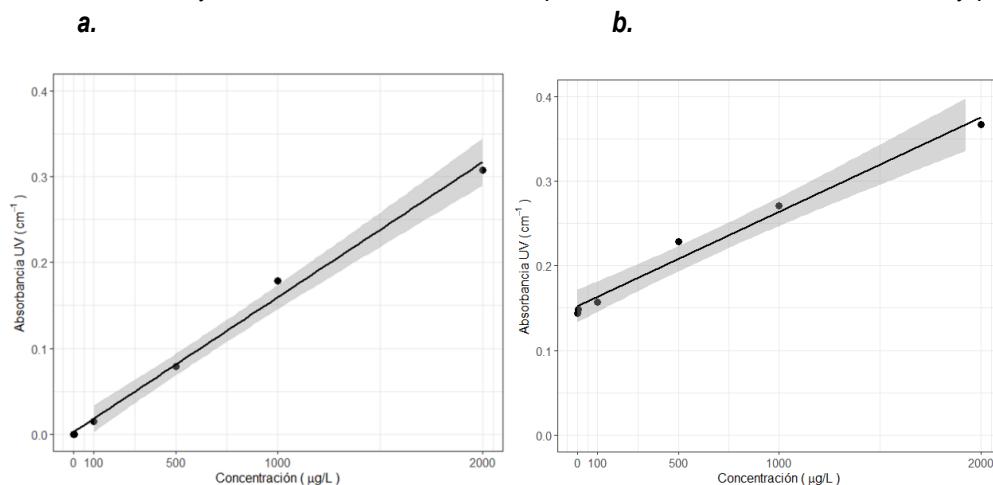


Figura 12. Curvas de absorbancia UV vs concentración de Atrazina añadida para el Agua Destilada (AD) (a) y Agua Cruda (AC) (b)

En la Tabla 16 y Tabla 17 se muestran las diferencias estadísticas significativas entre concentraciones de Atrazina y longitudes de onda para AD y AC respectivamente.

Tabla 16. Longitudes de onda con diferencias significativas entre las dosis evaluadas en el agua destilada (AD)

Concentraciones comparadas (µg/L)	Longitud de onda (nm)	Concentraciones comparadas (µg/L)	Longitud de onda (nm)
0 – 5	–	5 – 2000	200,0 – 240,0
0 – 100	–	100 – 500	219,0 – 224,0
0 – 500	216,0 – 227,0	100 – 1000	207,0 – 233,5
0 – 1000	206,0 – 234,0	100 – 2000	200,0 – 239,5
0 – 2000	200,0 – 240,0	500 – 1000	211,5 – 230,0
5 – 100	–	500 – 2000	200,0 – 238,5
5 – 500	216,0 – 227,0	1000 – 2000	204,0 – 234,5

Concentraciones comparadas (µg/L)	Longitud de onda (nm)	Concentraciones comparadas (µg/L)	Longitud de onda (nm)
5 – 1000	207,0 – 234,5		

Efecto significativo a un nivel de 5%.

Tabla 17. Longitudes de onda con diferencias significativas entre las dosis evaluadas en agua cruda (AC)

Concentraciones comparadas (µg/L)	Longitud de onda (nm)	Concentraciones comparadas (µg/L)	Longitud de onda (nm)
0 – 5	–	5 – 2000	203,5 – 235,5
0 – 100	–	100 – 500	216,0 – 227,0
0 – 500	213,0 – 228,5	100 – 1000	209,5 – 231,5
0 – 1000	206,5 – 232,0	100 – 2000	203,5 – 235,5
0 – 2000	201,5 – 235,5	500 – 1000	–
5 – 100	–	500 – 2000	206,5 – 232,5
5 – 500	215,0 – 228,0	1000 – 2000	211,5 – 229,5
5 – 1000	209,0 – 232,0		

Efecto significativo a un nivel de 5%.

En cuanto a los dos tipos de agua utilizados, se encontró que existen diferencias significativas entre el AD y el AC tanto en el agua sin dopar como dopada con las cinco concentraciones. Para el agua sin dopar, los espectros de absorbancia son diferentes entre las λ : 200,0 y 266,5 nm; para el rango de concentraciones de Atrazina, de 5 a 1000 µg/L, entre las λ : 200,0 y 259,5 nm y para la concentración 2000 µg/L entre las λ : 200,0 y 223,0 nm.

Por otro lado, entre las curvas de absorbancia de cada tipo de agua, en el AD se presentan diferencias significativas entre la λ : 200,0 y 240,0 nm; en el caso del AC, estas diferencias se presentan entre la λ : 201,5 y 235,5 nm, valores que son cercanos a lo reportado por Al-Degs *et al.*, (2009), quienes indican que no se presentan diferencias a partir de la λ 250,0 nm. Lo anterior ratifica que la λ : 254,0 nm, que históricamente ha sido utilizada como indicador indirecto de la presencia de MON (Swietlik & Sikorska, 2006; APHA *et al.*, 2012), no representa de manera adecuada la presencia de materia orgánica no natural como la Atrazina en el agua.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos es posible definir un rango de máxima absorbancia para ambos tipos de agua (AD y AC) entre 210 y 223,5 nm, estudios como (Wu *et al.*, 1998) y (Garbin *et al.*, 2007) obtuvieron un rango entre 220 y 230 nm, otros estudios han definido como longitud de onda de máxima absorbancia para Atrazina 221,3 nm (Martínez *et al.*, 1994), 222 nm (Amaral *et al.*, 2014) y 223 nm (Thomas & Burgess, 2007; Jamil *et al.*, 2011); en este sentido, este estudio optó por seleccionar la longitud de onda 223 nm ya que ha sido la más utilizada por otros autores y se encuentra dentro del rango encontrado experimentalmente.

5.4. Fase IV. Evaluación de la coagulación mejorada para la reducción de Atrazina, utilizando dos coagulantes

Condiciones iniciales

En la Tabla 18 se presentan las condiciones iniciales de Conductividad (µs/cm), Turbiedad (UNT), color verdadero (UPC), pH (Unidades), UV_{223} y UV_{254} (cm⁻¹) y Alcalinidad (mgCaCO₃/L) para el agua cruda y dopada con cada concentración de Atrazina.

Tabla 18. Condiciones iniciales del agua cruda y el agua dopada con las tres concentraciones de Atrazina

Tipo de agua	Conductividad (µs/cm)	Turbiedad (UNT)	Color verdadero (UPC)	pH (Unidades)	UV ₂₂₃ (cm ⁻¹)	UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	Alcalinidad total (mgCaCO ₃ /L)
Agua cruda	99,50	69,7	-	7,36	0,220	0,120	50
Agua dopada [500 µg/L]	100,90	67,6	5	7,18	0,271	0,132	42
Agua cruda	100,40	51,0	12	7,21	0,187	0,094	40
Agua dopada [1000 µg/L]	100,20	51,7	10	6,96	0,301	0,102	40
Agua cruda	104,50	40,6	5	7,0	0,219	0,104	40
Agua dopada [1500 µg/L]	105,43	39,2	6	-	0,466	0,115	45

Se observa que en general la conductividad (µs/cm), turbiedad (UNT), color verdadero (UPC) y pH (Unidades) no presentaron cambios significativos por la adición de Atrazina. Adicionalmente, se encuentran cercanos a lo reportado por Emcali (Anexo B Tabla 2) para el mes de junio y a los muestreos realizados en este ensayo (Anexo B Tabla 1). Es importante resaltar que los datos de UV₂₅₄ y UV₂₂₃ para agua cruda, se encontraron dentro del rango reportado en este estudio en la fase de monitoreo para el mes de julio, donde la absorbancia UV₂₅₄ varió entre 0,078 y 0,120 cm⁻¹, siendo el valor promedio 0.100 cm⁻¹, UV₂₂₃ varió entre 0,099 y 0,224 cm⁻¹, siendo el valor promedio 0,194 cm⁻¹, valores muy cercanos a las condiciones iniciales presentadas en la Tabla 18.

Por otro lado, como se esperaba la variable absorbancia UV, medida en las longitudes de onda 223 y 254 nm, presentaron diferencias entre el agua cruda y dopada, aumentando a medida que se incrementa las concentraciones de Atrazina, la absorbancia UV se utiliza para estimación de compuestos orgánicos en agua como contenido de carbono orgánico, color, precursores de SPD, entre otros. Generalmente se ha utilizado la longitud de onda 254 nm, la cual está asociada a la presencia de MON (Uyak *et al.*, 2007; APHA *et al.*, 2012;). Autores como Thomas & Burgess (2007), reportan que las triazinas absorben luz a una λ alrededor de 225 nm; en el caso de Atrazina, se reporta la máxima absorbancia a λ cercanas a 223 nm (Thomas & Burgess, 2007; Al-Degs *et al.*, 2009), entre 220 – 230 nm (Wu *et al.*, 1998), 221.3 nm (Martínez *et al.*, 1994) y 222 nm (Amaral *et al.*, 2014); en este caso se evidencia que la absorbancia UV₂₂₃ fue más sensible que la UV₂₅₄ a la presencia de Atrazina en el agua, lo que confirma la selección de la longitud de onda 223 nm adecuada para la medición indirecta de la presencia de Atrazina en el agua, lo que reafirma la escogencia 223 nm como una longitud de onda apropiada para medir de forma indirecta la presencia de atrazina en el AS del río Cauca. .

Diagramas de Coagulación de Turbiedad

La turbiedad ha sido una característica ampliamente aplicada como criterio de calidad de agua, tanto en las fuentes de abastecimiento como en los procesos de potabilización y sistemas de distribución, ya que refleja una aproximación al contenido de material coloidal, mineral, orgánico y microbiológico y además es una medición rápida, económica y de fácil interpretación para los operadores de una PTAP (Letterman *et al.*, 2004). En la

Figura 13 y Figura 14 se presentan los diagramas de coagulación de turbiedad para las tres concentraciones añadidas de Atrazina: [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), usando el coagulante FeCl₃ y ACH respectivamente. En los diagramas de coagulación se pueden observar las zonas de máxima eficiencia de reducción y una línea punteada que hace referencia a la CC en que la reducción alcanzada ocurre sin modificar el pH, únicamente por acción del coagulante (Lovins *et al.*, 2003). En las Tabla 19 y Tabla 20, se presentan las zonas de máxima eficiencia alcanzadas por medio de la CC y la modificación del pH, con FeCl₃ y ACH respectivamente.

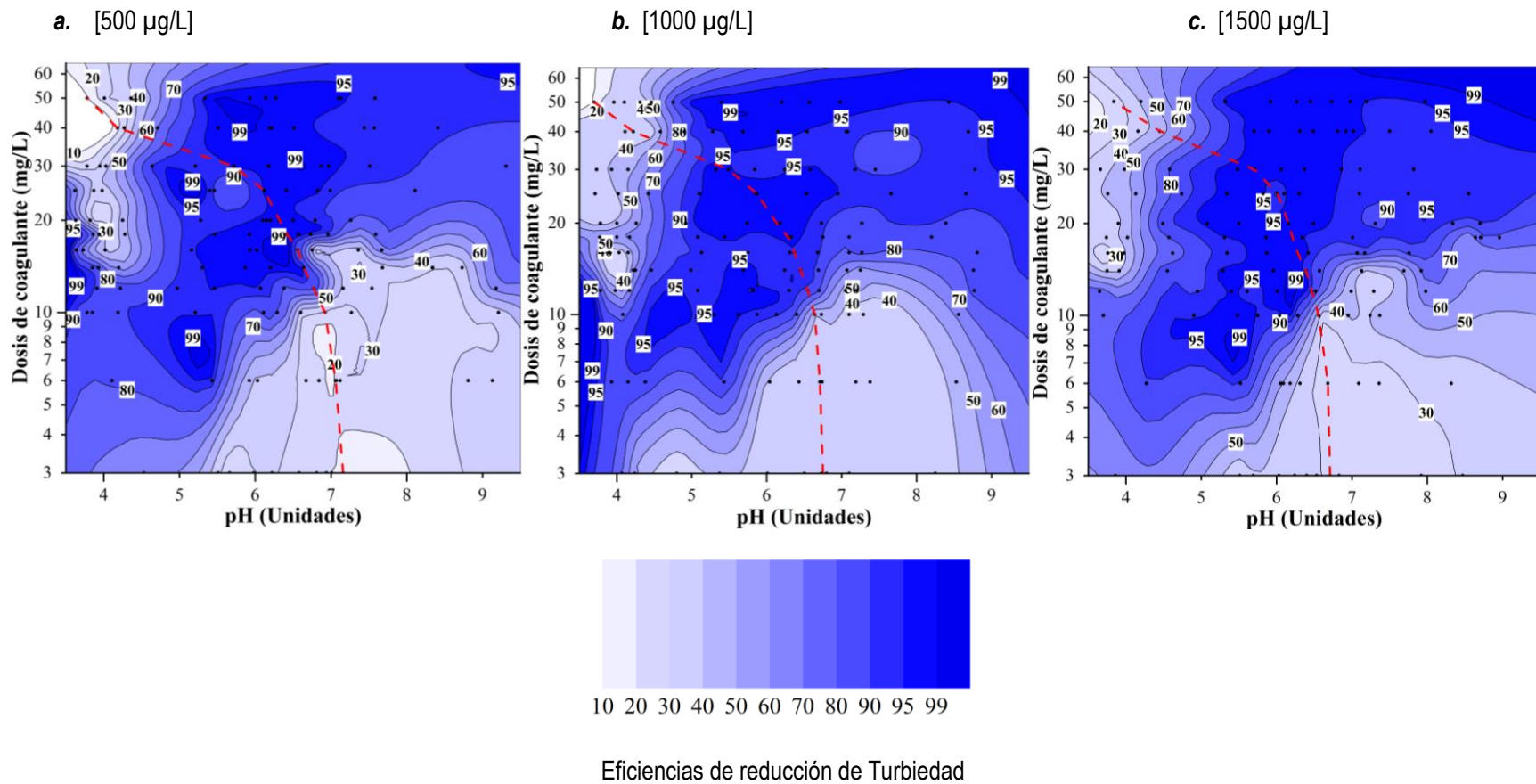


Figura 13. Diagramas de coagulación de turbiedad para las concentraciones [500 µg/L] (**a**), [1000 µg/L] (**b**) y [1500 µg/L] (**c**), utilizando FeCl_3

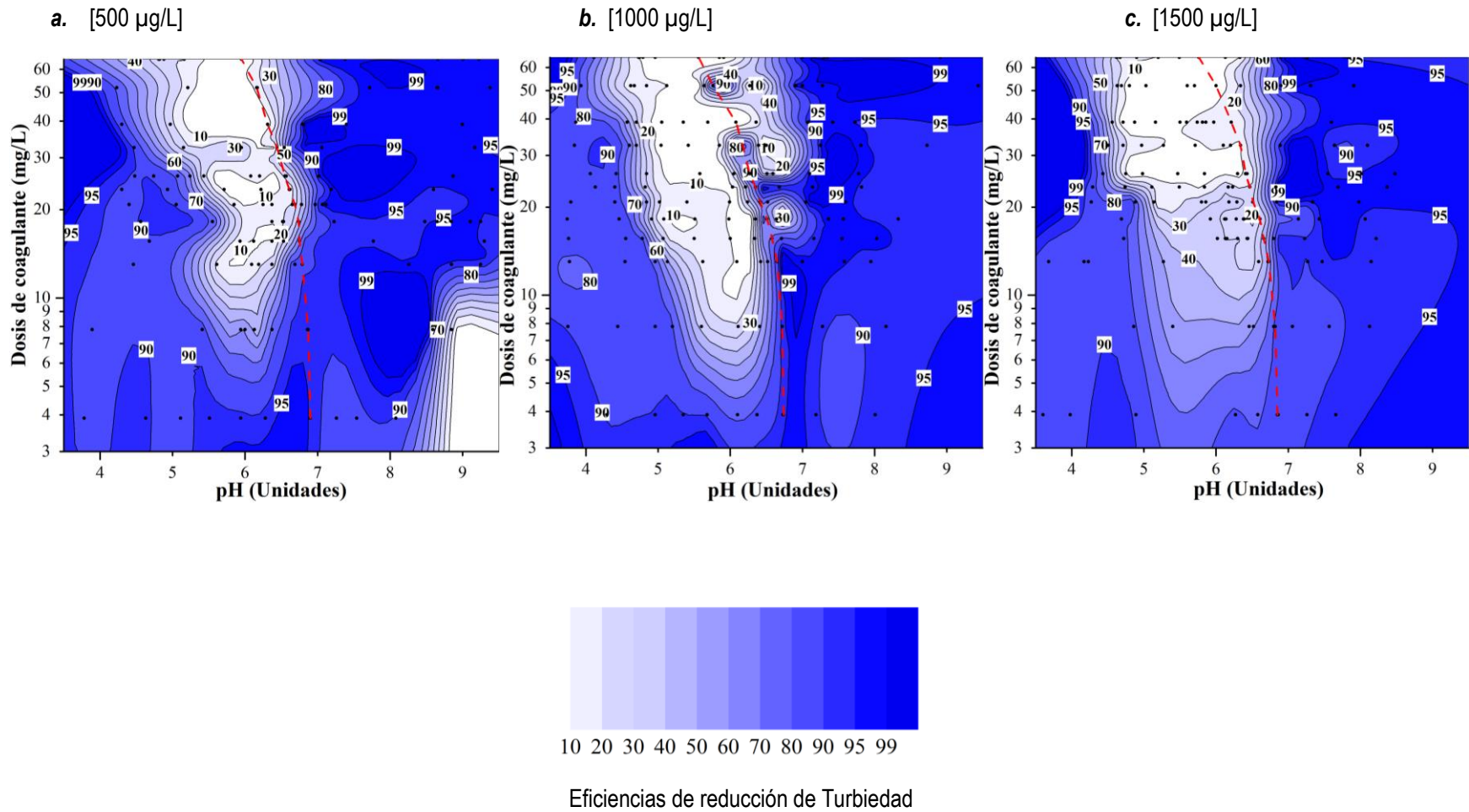


Figura 14. Diagramas de coagulación de turbiedad para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando ACH

Tabla 19. Zonas de máxima eficiencia de reducción de turbiedad, sin modificadores de pH (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH, usando FeCl₃.

Concentración Atrazina (µg/L)	Sin modificar pH / CC				Modificando pH / CM			
	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción Turbiedad (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción Turbiedad (%)
500	15-30	0	5,5-6,5	95 - 99	6-10	20,0-23,4	5,0-5,5	95 - 99
					12-50	Ac: 3,0-11,0 Al: 0,4-15,5	5,5-7,0	95 - 99
1000	15-30	0	5,5-6,5	95 - 99	8-12	Ac: 21,0-25,0	4,5-5,5	95 - 99
					15-50	Ac: 1,5-13,0 Al: 0,5-16,0	5,0-7,0	95 - 99
1500	15-30	0	5,5-6,5	95 - 99	6 -50	Ac: 0,5-20,0 Al: 1,0-16,0	5,0-7,0	95 - 99

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

Tabla 20. Zonas de máxima eficiencia de reducción de turbiedad, sin modificadores de pH (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando ACH.

Conc. (µg/L)	Sin modificar pH / CC				Modificando pH / CM			
	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción Turbiedad (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción Turbiedad (%)
500	4-10	0	6,8-7,0	90 -95	5-65	Al: 2,5-29,1	7,0-9,0	95 - 99
1000	4-12	0	6,5-6,8	90 -95	3-30	Al: 1,0-8,0	6,8-7,5	95 - 99
					30-65	Al:10,0-24,0	7,0-9,0	95 - 99
1500	3-7	0	6,6-6,8	80 -90	3-8	Al: 6,0	8,0-9,0	95 - 99
					20-65	Al: 7,0-22,0	7,0-9,0	95 - 99

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

En la Figura 15 se muestra el comportamiento generalizado de las tres concentraciones de Atrazina por cada coagulante utilizado teniendo en cuenta la dosis de coagulante de la eficiencia de reducción de turbiedad.

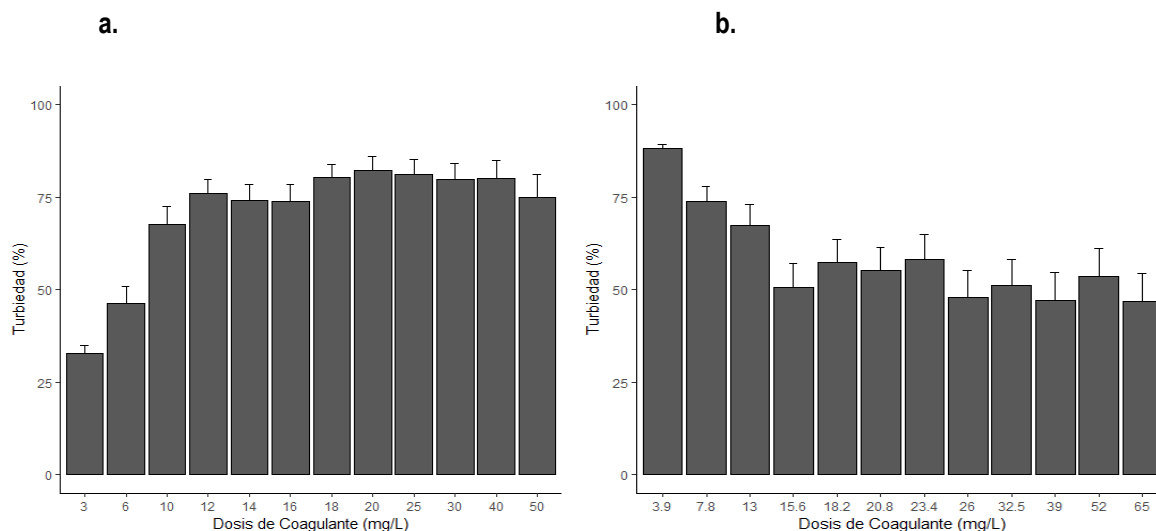


Figura 15. Eficiencias de reducción de turbiedad según la dosis de coagulante usando FeCl₃ (a) y ACH (b)

Teniendo en cuenta la prueba Anova presentada en el Anexo C Tabla 1, la eficiencia de reducción de turbiedad se ve influenciada significativamente por la dosis de coagulante ($p < 0,0001$), mientras que, las eficiencias de reducción no difieren significativamente entre concentraciones de Atrazina, por lo cual, para las tres concentraciones evaluadas por medio de la CC se alcanzaron zonas amplias con eficiencias entre 95-99% con pH entre 5,5 y 6,5 Unidades y dosis de coagulante entre 15 y 30 mg/L. Por medio de la modificación del pH para la concentración **a** de Atrazina (500 µg/L) la zona de máxima eficiencia de reducción de turbiedad (95-99%), varió entre turbiedades de 1,17 y 3,25 UNT, para la concentración **b** (1000 µg/L) entre 1,18 y 2,99 UNT y para la concentración **c** (1500 µg/L) entre 0,66 y 1,63 UNT, lo cual coincide con la prueba de comparación múltiple de Tukey (Anexo C Tabla 3) y la Figura 15, que indica que la eficiencia de reducción de turbiedad es mayor a partir de la dosis 12 mg/L. En todos los casos la turbiedad es menor a 5 UNT, valor recomendado como máximo posterior a la clarificación (American Water Works Association (AWWA), 2001).

De acuerdo con Childress *et al.*, (1999) y Konradt-Moraes *et al.*, (2008), la reducción óptima de turbiedad utilizando coagulantes metálicos ocurre generalmente a pH entre 6,5 y 7,5 Unidades, estudios como el de Volk *et al.*, (2000), reportan la máxima reducción de turbiedad usando dosis de FeCl₃ entre 20 y 35 mg/L con pH entre 5,5 y 6,5 Unidades (88 – 98%), Fallahizadeh *et al.*, (2017) encontraron que a medida que se incrementa la dosis de coagulante aumenta la eficiencia de reducción de turbiedad, alcanzando un punto donde empieza a reducirse la eficiencia, lo que se puede atribuir al aumento de las especies Fe(OH)₂⁺ y Fe(OH)₃, además el contaminante coagulado vuelve a ser estable y regresa la solución, en ese caso las máximas eficiencias se obtuvieron con 40 mg/L y pH de 6,2 Unidades, al incrementar la dosis a 60 mg/L la eficiencia bajó al 80%. Resultados similares a los encontrados en este estudio, donde el pH de las zonas óptimas varió entre 5,0 y 7,0 Unidades y las dosis de coagulante entre 6 y 50 mg/L, con eficiencias superiores al 95%.

Utilizando el coagulante ACH las pruebas ANOVA y Tukey indicaron la eficiencia de reducción de turbiedad fue similar entre las tres concentraciones de Atrazina evaluadas, sin embargo, a diferencia que el FeCl₃ se

puede apreciar un efecto significativo conjunto (interacción) de la concentración de atrazina y la dosis de coagulante sobre la eficiencia de reducción de este parámetro. Las máximas eficiencias alcanzadas con CC se encontraron entre 80 y 95%, con dosis de coagulante entre 3 y 12 mg/L y pH entre 6,5 y 7,0 Unidades, en las cuales no se puede asegurar una turbiedad inferior a 5 UNT. Mientras que por medio de la modificación del pH, para la concentración **a** de Atrazina (500 µg/L) la zona de máxima eficiencia de reducción de turbiedad varió entre turbiedades de 1,48 y 3,13 UNT, para la concentración **b** (1000 µg/L) entre 0,22 y 2,52 UNT y para la concentración **c** (1500 µg/L) entre 0,66 y 1,94 UNT. En cuando a las dosis de coagulante, el comportamiento del ACH difiere del FeCl₃, donde las mayores eficiencias de reducción de turbiedad ocurren con bajas dosis de coagulante entre 3,9 y 13,0 mg/L (Figura 15).

El pH óptimo de funcionamiento utilizando ACH está entre 5,0 y 9,0 Unidades dependiendo del contenido de COD en el agua (Cogollo, 2011; Kumar & Balasundaram, 2017). Estudios utilizando coagulantes poliméricos, encontraron eficiencias de reducción de turbiedad superiores al 95% con dosis de coagulante de 20 mg/L y pH entre 6,0 y 9,0 Unidades (Kumar & Balasundaram, 2017), eficiencias del orden del 98% usando dosis de coagulante entre 4 y 10 mg/L y pH de 8,0 Unidades (Mazloomi *et al.*, 2018), las mayores eficiencias se alcanzan usando bajas dosis de coagulante y pH superior a 6,0 Unidades, similar a lo encontrado en este estudio, donde las máximas eficiencias se alcanzan desde dosis de 3 mg/L con pH desde 6,5 a 9,0 Unidades. Como en el caso del FeCl₃, al usar altas dosis de coagulantes poliméricos la carga positiva de los flocs y la interacción entre ellos aumenta, lo que genera reestabilización y dispersión de los flocs en el agua clarificada (Zhan *et al.*, 2010), lo que coincide con este estudio, donde usando dosis superiores a 15 mg/L y pH entre 5,0 y 6,5 Unidades se da una disminución en las eficiencias.

En general, utilizando ambos coagulantes, las tres concentraciones de Atrazina y con la condición de coagulación modificando pH se obtienen turbiedades del agua clarificada inferiores a 3,25 UNT, evidenciando el adecuado desempeño de estos coagulantes para remover turbiedad, de acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 1998), la cual recomienda que el valor promedio de turbiedad posterior a la clarificación, se encuentre entre 1,00 y 5,00 UNT y menor de 2 UNT para minimizar la carga de partículas que llegan a los filtros y optimizar su operación. Sin embargo, por medio de la CC únicamente al usar FeCl₃ se mantiene esta condición, ya que con el ACH las eficiencias se ven disminuidas al no modificar el pH, es decir, que para asegurar el óptimo funcionamiento de la filtración los mejores resultados se obtuvieron usando FeCl₃.

Diagramas de Coagulación de Color Verdadero

El color en el agua puede deberse a la presencia de materia orgánica, como las sustancias húmicas, metales como hierro y manganeso, o residuos industriales fuertemente coloreados (OPS, 1987), según la Resolución 2115 de 2007 el color verdadero (CV) se mide después de que el agua es pasada por un filtro 0,45 micras, lo que hace referencia a las sustancias químicas solubles que no se pueden separarse por medio de la filtración (Malakootian & Fatehizadeh, 2010). El valor máximo admisible de CV en el agua potable es de 15 UPC (OPS, 1987; MAVDT, 2007), pero se recomienda un CV de 1 UPC (CAPRE, 1993). En la Figura 16 y Figura 17 se presentan los diagramas de coagulación de color verdadero para las tres concentraciones añadidas de Atrazina: [500 µg/L] (**a**), [1000 µg/L] (**b**) y [1500 µg/L] (**c**) para FeCl₃ y ACH respectivamente. En la Tabla 21 y Tabla 22 se muestran las zonas de máxima eficiencia para CC (línea punteada) y usando modificadores de pH, con FeCl₃ y ACH respectivamente.

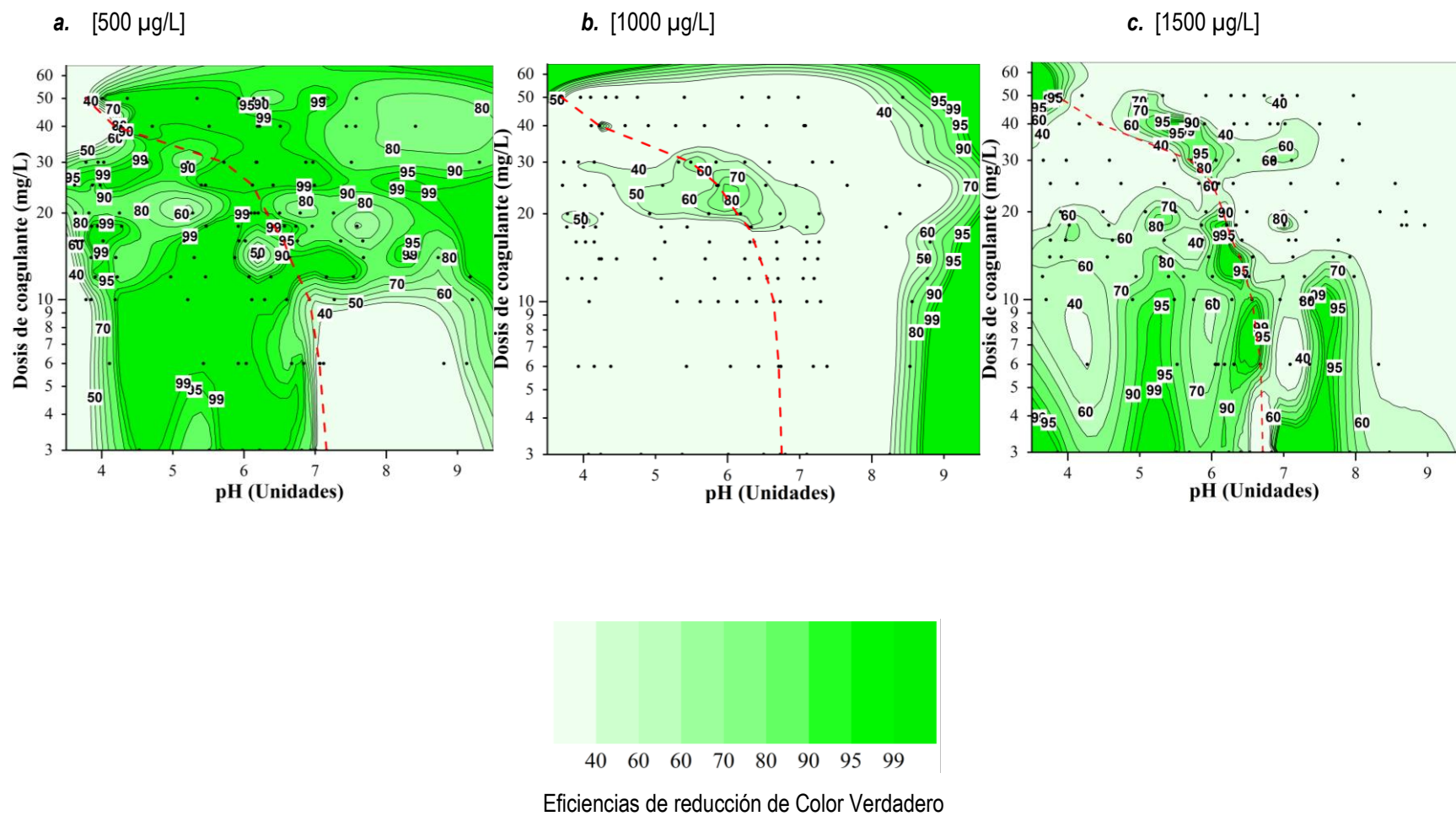


Figura 16. Diagramas de coagulación de color verdadero para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando FeCl_3

a. [500 µg/L]

b. [1000 µg/L]

c. [1500 µg/L]

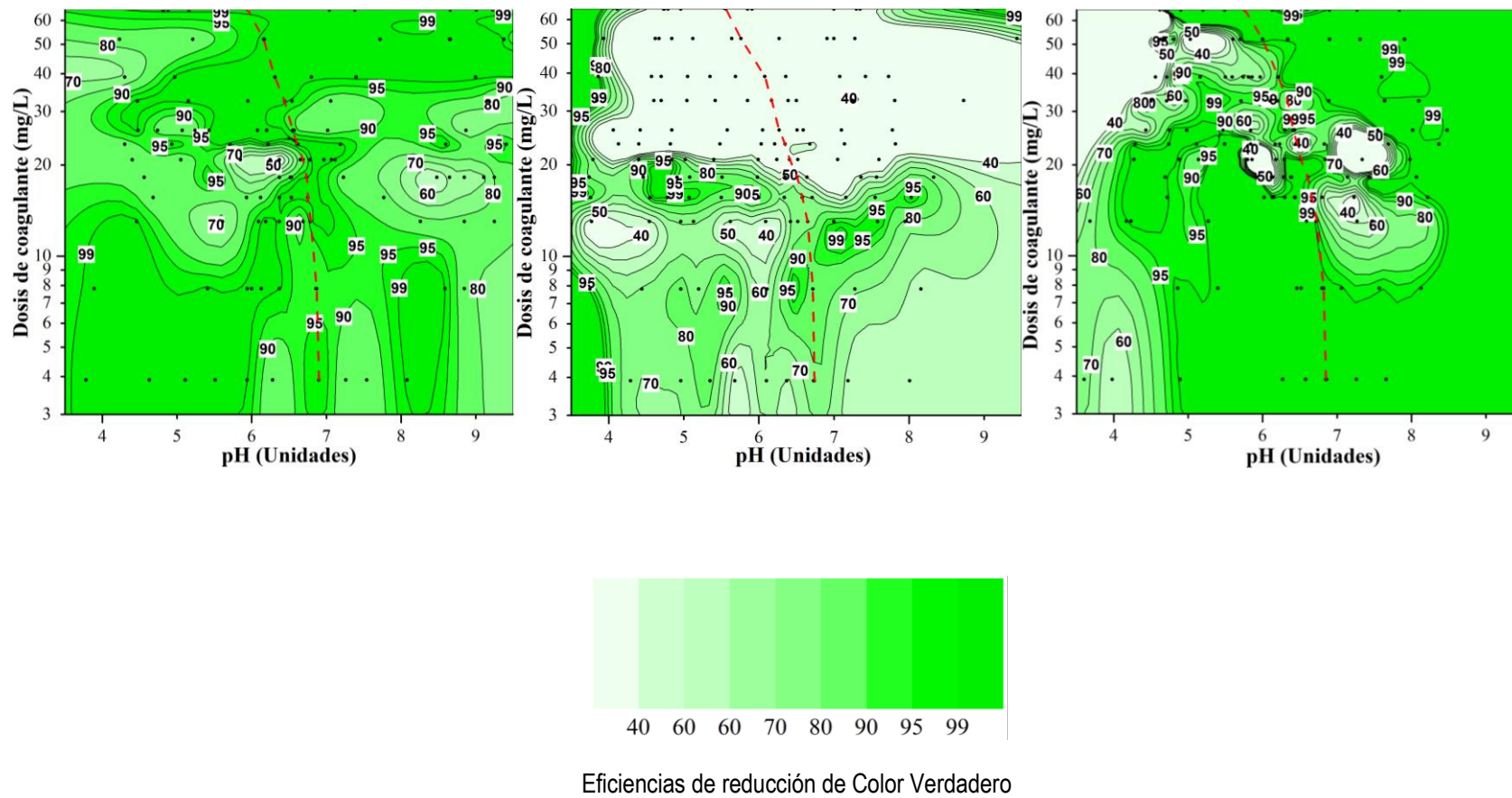


Figura 17. Diagramas de coagulación de color verdadero para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando ACH

Tabla 21. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Color Verdadero, sin (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando FeCl₃.

Concentración Atrazina (µg/L)	Sin modificar pH / CC				Modificando pH / CM			
	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción CV (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción CV (%)
500	10-30	0	5,5-7,0	95 - 99	3-30 3-50	Ac: 2,0-25,0 Al: 0,3-15,5	4,5-7,0	95 - 99
1000	20-25	0	5,5-6,0	70-80	3 -50	Al: 8,0-17,0	8,5-9,0	95 - 99
1500	6-10	0	6,5-6,8	95 - 99	3,0-10	Ac: 18,0-25,0	4,8-5,5	95 - 99
					3,0-10	Al: 2,0-5,0	7,0-8,0	95 - 99
					10-16 16-20	Ac: 5,0-12,0 Al: 2,0-4,0	6,0-6,5	95 - 99

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

Tabla 22. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Color Verdadero, sin (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando ACH.

Concentración Atrazina (µg/L)	Sin modificar pH / CC				Modificando pH / CM			
	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción CV (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción CV (%)
500	3-6	0	6,8-7,0	90 -95	3-12	Ac: 4,8-44,5	3,5-6,5	95 - 99
					30-65	Ac: 6,7-27,4 Al: 5,1-29,1	5,0-9,0	95 - 99
1000	4-12	0	6,5-6,8	90 -95	15-20	Ac: 25-31	4,5-5,0	95 - 99
					10-15	Al: 4,5-8,5	7,0-8,5	95 - 99
1500	3-12	0	6,5-7,0	90 -95	3-20	Ac: 1,0-22,43 Al: 2,5-3,5	5,0-7,0	95 - 99
					3-8	Al: 1,0-6,0	7,0-9,0	95 - 99
					15-65	Al: 7,5-13,0	8,0-9,0	95 - 99

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

En la Figura 18 se muestra el comportamiento generalizado de las tres concentraciones de Atrazina por cada coagulante utilizado teniendo en cuenta la dosis de coagulante de la eficiencia de reducción de Color Verdadero.

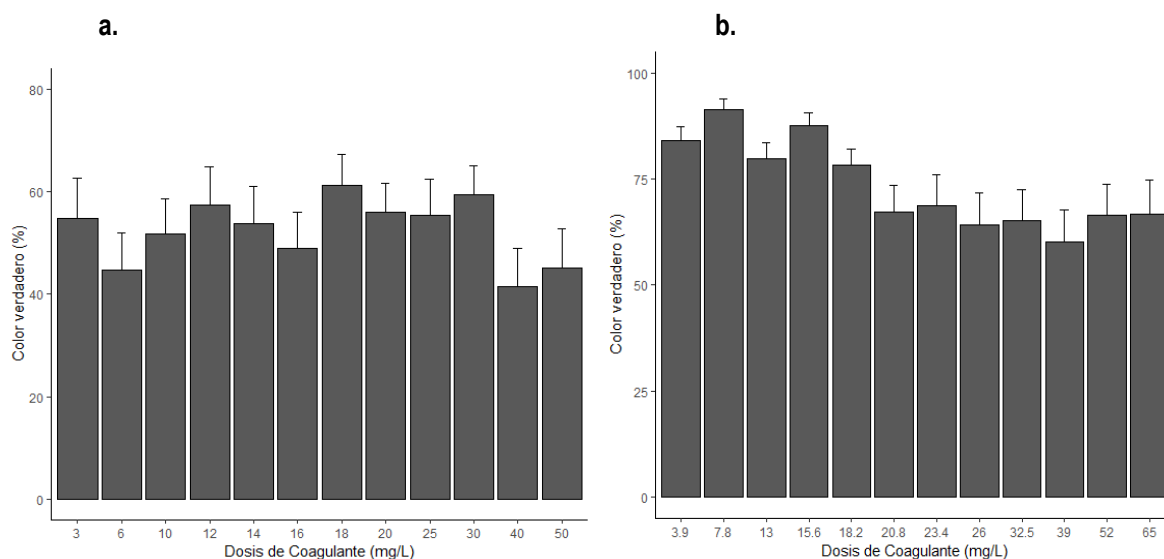


Figura 18. Eficiencias de reducción de CV según la dosis de coagulante usando FeCl_3 (a) y ACH (b)

Utilizando ambos coagulantes (FeCl_3 y ACH) y tipos de coagulación, de acuerdo con la prueba ANOVA (Anexo C Tablas 1 y 2) existe un efecto conjunto (interacción) de la dosis de coagulante y la concentración de Atrazina sobre la eficiencia de reducción de CV, en cuanto a la dosis de coagulante la Figura 18 muestra que usando FeCl_3 el CV se mantiene relativamente constante a través de las dosis evaluadas (3-50 mg/L), mientras que usando ACH el comportamiento es similar al obtenido con la turbiedad, donde las mayores eficiencias de reducción de CV se encontraron entre 3,9 y 18,2 mg/L.

En ambos casos se lograron eficiencias entre el 95 y 99% al modificar el pH de coagulación, lo que hace referencia a CV por debajo de 1 UPC, es decir, que se cumple con las recomendaciones y normatividad para AP (OPS, 1987; CAPRE, 1993; Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), 2007). Por otro lado, sin modificar pH y usando FeCl_3 se obtienen eficiencias entre el 95 y 99%, excepto por la concentración de 1000 $\mu\text{g/L}$ que sólo alcanza eficiencias entre el 70 y 80%, es decir, CV inferior a 3 UPC. Mientras que usando ACH y en condición sin modificar pH, se obtienen eficiencias entre 90 y 95%, es decir, CV, menor a 2 UPC. En general, usando todas las concentraciones, coagulantes y condiciones de coagulación el CV es inferior a 3 UPC, lo que se debe al bajo CV inicial del AC (5 – 12 UPC), en este sentido, el efecto de la coagulación no fue tan visible, comparado con los otros dos parámetros evaluados.

Las eficiencias de reducción de CV usando FeCl_3 se encuentran entre 75 y 99%, Amirtharajah *et al.*, (1993) alcanzaron eficiencias superiores al 90% usando dosis de coagulante entre 10 y 20 mg/L con pH de coagulación de 4,5 Unidades y con dosis de coagulante entre 25 y 50 mg/L y pH de coagulación de 5,5 Unidades, Yonge (2011) eficiencias entre 80 y 99% al aplicar dosis entre 80 y 240 mg/L y pH entre 4,2 y 5,5 Unidades, Fallahizadeh *et al.*, (2017) superiores al 90% con dosis de 40 mg/L y pH de 6,2 Unidades y Yanza-lópez *et al.*, (2019) reportaron eficiencias máximas del orden del 75%, utilizando AC con altos niveles de CV.

Lo cual es acorde con las eficiencias encontradas en este estudio (70-99%), donde las principales zonas de máximas eficiencias se encontraron entre 3 y 50 mg/L y pH entre 4,5 y 7,0 Unidades.

En el caso del ACH, estudios realizados con coagulante poliméricos como el ACH han encontrado eficiencias máximas de reducción de color del 55% usando dosis de 30 mg/L (Xia *et al.*, 2011) y 55,8% para aguas con alto CV inicial (Yanza-lópez *et al.*, 2019), así como eficiencias entre el 80 y 90% usando dosis de coagulante entre 80 y 240 mg/L y pH de coagulación entre 6,2 y 7,5 Unidades (Yonge, 2011), en general, de acuerdo con lo reportado por la literatura el FeCl_3 presenta mayores eficiencias de reducción de CV que los coagulantes poliméricos como el ACH. En este caso, al modificar el pH de coagulación no se presentan diferencias entre ambos coagulantes, sin embargo, por medio de la CC se observa un mejor desempeño por parte del FeCl_3 , exceptuando la concentración de 1000 $\mu\text{g/L}$.

Diagramas de Coagulación de Absorbancia UV_{223}

Debido a que existe una fuerte correlación entre la absorbancia UV y algunos compuestos orgánicos presentes en fuentes de agua, ésta se ha utilizado históricamente como indicador indirecto de la presencia de Materia Orgánica Natural (MON) utilizando la longitud de onda 254 nm; sin embargo, la longitud de onda puede variar dependiendo del compuesto orgánico de interés (APHA *et al.*, 2012).

En la Figura 19 se muestra el comportamiento generalizado de las tres concentraciones de Atrazina por cada coagulante utilizado teniendo en cuenta la dosis de coagulante de la eficiencia de reducción de UV_{223} . En la Figura 20 y Figura 21 se presentan los diagramas de coagulación de UV_{223} para cada concentración añadida de Atrazina: [500 $\mu\text{g/L}$] (a), [1000 $\mu\text{g/L}$] (b) y [1500 $\mu\text{g/L}$] (c) para FeCl_3 y ACH respectivamente. En la Tabla 23 y Tabla 24 se muestran las zonas de máxima eficiencia para CC (línea punteada) y usando modificadores de pH, con FeCl_3 y ACH respectivamente.

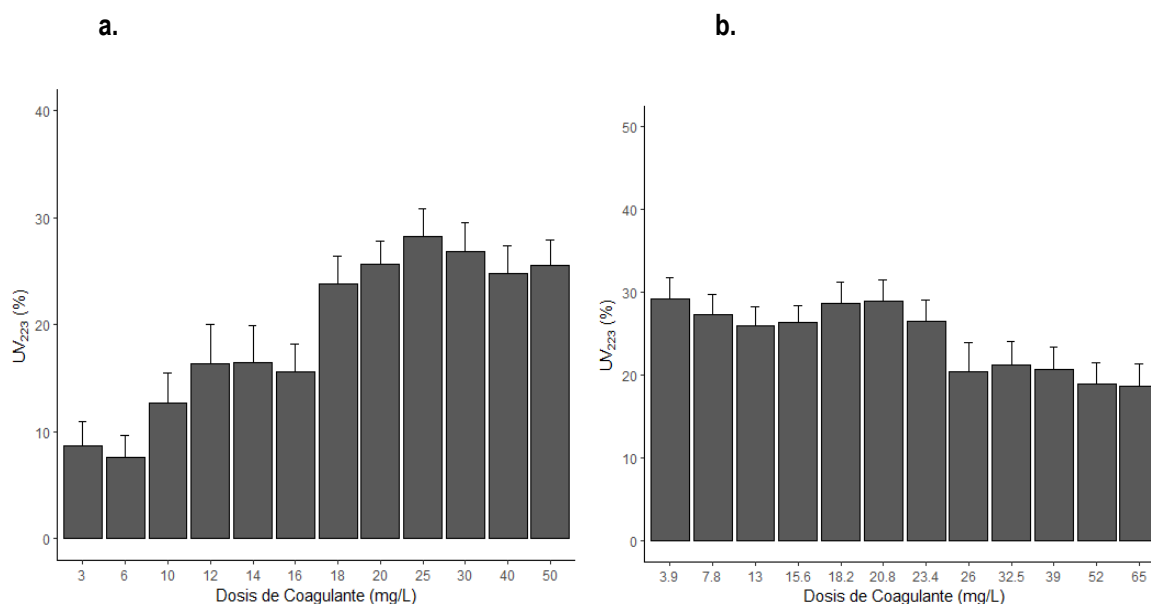


Figura 19. Eficiencias de reducción de UV_{223} según la dosis de coagulante usando FeCl_3 (a) y ACH (b)

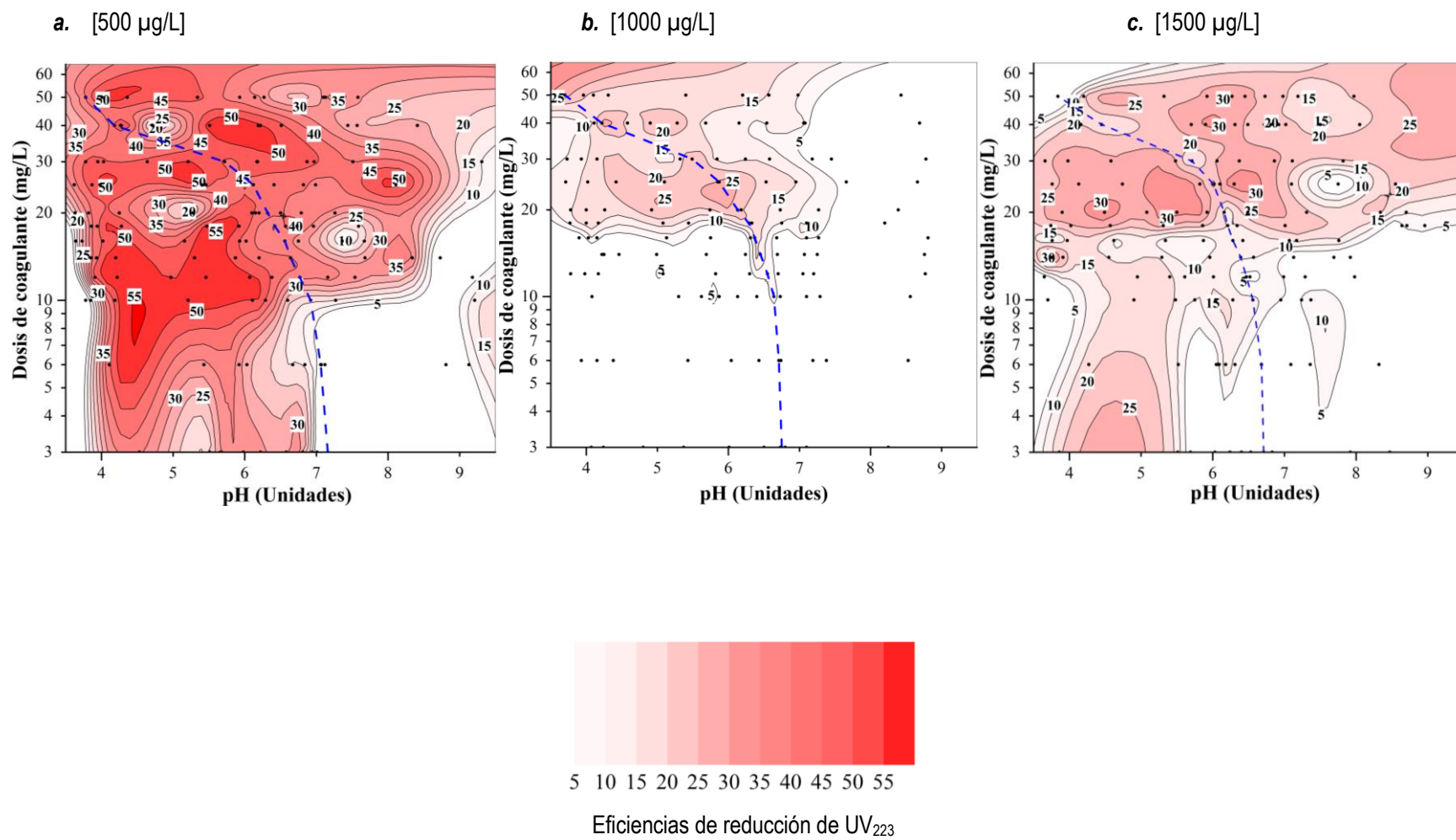


Figura 20. Diagramas de coagulación de absorbancia UV₂₂₃ para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando FeCl₃

a. [500 µg/L]

b. [1000 µg/L]

c. [1500 µg/L]

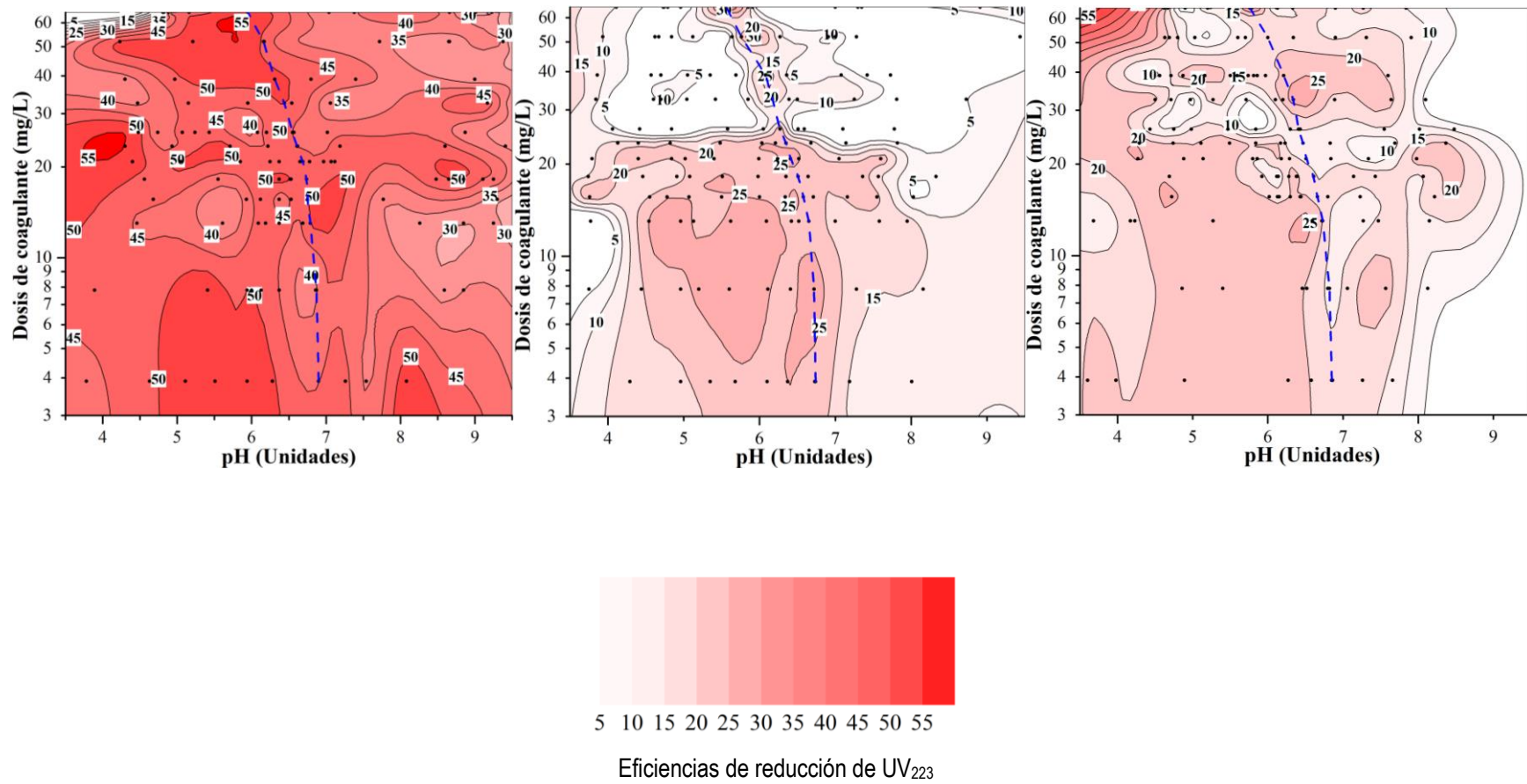


Figura 21. Diagramas de coagulación de absorbancia UV₂₂₃ para las concentraciones [500 µg/L] (a), [1000 µg/L] (b) y [1500 µg/L] (c), utilizando ACH

Tabla 23. Zonas de máxima eficiencia de reducción de UV₂₂₃, sin (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando FeCl₃.

Concentración Atrazina (µg/L)	Sin modificar pH / CC				Modificando pH / CM			
	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción UV ₂₂₃ (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción UV ₂₂₃ (%)
500	25-32	0	5,2-6,2	45 - 50	5-18	Ac: 6,0-40,0		
					30-40	Al: 1,5-9,8	4,0-6,0	50 - 55
					25-30	Ac: 2,0-8,0	5,0-5,5	50 - 55
1000	18-30	0	5,5-6,5	20 - 25	20 -25	Al: 1,0-3,0	5,8-6,2	25 - 30
1500	20-30	0	5,8-6,2	20 - 25	20-32	Ac: 0,5-15,0	4,0-6,0	25 - 30
					20-50	Al: 3,0-18,0	6,0-7,0	25 - 30

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

Tabla 24. Zonas de máxima eficiencia de reducción de UV₂₂₃, sin (Coagulación Convencional) y con modificadores de pH usando ACH.

Concentración Atrazina (µg/L)	Sin modificar pH / CC				Modificando pH / CM			
	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción UV ₂₂₃ (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción UV ₂₂₃ (%)
500	10-25	0	6,5-6,8	45 - 50	4-8	Ac: 4,8-32,5	4,8-6,4	50 - 55
					12-28	Ac: 36,0-40,0	3,5-4,5	50 - 55
					32-65	Ac: 6,7-45	4,5-6,5	25 - 30
1000	5-10	0	6,5-6,8	25 - 30	4,5 -15	Ac: 9,0-28,0	4,8-6,2	25 - 30
					4,0 -10	Ac: 4,0-5,0 Al: 1,0	6,2-6,8	25 - 30
1500	4-6	0	6,8	15 - 20	4-25	Ac: 2,0-30,0	4,5-6,5	20 - 25
					28-45	Al: 8,0-13,0	6,5-7,5	20 - 25

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

De acuerdo con la prueba de ANOVA (Anexo C Tabla 1), usando FeCl_3 la eficiencia de reducción de UV_{223} presenta un efecto significativo de la concentración de atrazina y la dosis de coagulante de forma independiente ($p < 0,0001$), además la eficiencia de reducción de UV_{223} difiere entre las tres concentraciones de Atrazina, presentándose mayor remoción de UV_{223} a una concentración de 500 $\mu\text{g/L}$, donde la eficiencias de reducción se encontraron entre 50 y 55% en la condición con modificadores de pH. Por su parte, las concentraciones mayores (1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$) alcanzaron eficiencias entre 25 y 30% con zonas de máxima eficiencia reducidas y ubicadas en zonas de altas dosis de coagulante ($>18 \text{ mg/L}$) y pH inferior a 7,0 Unidades, lo que hace referencia a zonas de CM, esto coincide con estudios donde aunque se utilizó UV_{254} se alcanzaron la mayores eficiencias (97%) con dosis entre 10 y 40 mg/L y pH de 5.0 Unidades (Konradt-Moraes *et al.*, 2008), lo cual se aprecia en la Figura 19 y en los resultados de la prueba de comparación múltiple de Tukey (Anexo C Tabla 3). Por otro lado, la línea punteada presentada en los diagramas de coagulación muestra el comportamiento de la CC (sin modificador de pH), usando FeCl_3 , las eficiencias para 500, 1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$ se encontraron entre 40 y 45%, 20 y 25% y 20 y 25% respectivamente.

Para el ACH, se puede apreciar un efecto significativo conjunto (interacción) de la concentración de atrazina y la dosis de coagulante sobre la eficiencia de reducción de UV_{223} (Anexo C Tabla 2). Similar a lo encontrado usando FeCl_3 la concentración 500 $\mu\text{g/L}$ alcanza eficiencias máximas entre 50 y 55% en condición de modificador de pH, la concentración de 1000 $\mu\text{g/L}$ presentó una eficacia máxima entre el 25 y 30% y la de 1500 $\mu\text{g/L}$ entre 20 y 25%. Por medio de la CC las eficiencias de reducción para las concentraciones 500, 1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$ estuvieron entre 40 y 45%, 25 y 30% y 15 y 20% respectivamente, en general, estas zonas se encuentran con dosis entre 4 y 20 mg/L y pH alrededor de 7 unidades, lo que se puede observar en la Figura 19 y coincide con estudios realizados teniendo en cuenta la absorbancia UV_{254} con coagulantes poliméricos alcanzaron las máximas eficiencias (62%) con dosis de 10 mg/L y pH de 7.0 unidades.

En general, se observa que la eficiencia de reducción de Atrazina se ve afectada por su concentración inicial en el agua, por lo cual, con dosis bajas (500 $\mu\text{g/L}$) usando ambos coagulantes y las dos condiciones de coagulación evaluadas, se obtienen las mayores eficiencias de reducción de UV_{223} (50–55%), debido posiblemente a que el mecanismo de coagulación predominante para este parámetro (donde se alcanzaron las máximas eficiencias) fue la adsorción-neutralización, en este mecanismo existe una relación estequiométrica entre la concentración de la sustancia de interés en el agua cruda y la dosis de coagulante, es decir, que entre menor sea la relación entre la cantidad del coagulante y la sustancia de interés a neutralizar, mayor será la eficiencia en la estabilización de esta, y por consiguiente su porcentaje de reducción (Gerald *et al.*, 1985).

La reducción de compuestos orgánicos por medio de la clarificación es afectada por diferentes factores como las condiciones de coagulación, las características de la MON, la naturaleza y concentración de compuestos inorgánicos, entre otros; en consecuencia, las eficiencias de reducción de compuestos orgánicos varían ampliamente, generalmente entre el 10 y 90% (Volk, 2000). Por ejemplo, usando FeCl_3 se han reportado eficiencias de remoción de compuestos farmacéuticos entre 11 y 60%, de fragancias entre el 78 y 90% (Alexander *et al.*, 2012) y de plaguicidas de hasta 35% (Insecticidas: 15-35% (Kouras *et al.*, 1998; Westerhoff *et al.*, 2005), herbicidas: 10-30% (Ternes *et al.*, 2002; Ormad *et al.*, 2008; Zou *et al.*, 2014), mientras que para coagulantes poliméricos entre el 39 y 70% para compuestos farmacéuticos y entre 63 y 70% para fragancias (Alexander *et al.*, 2012) y entre 8 y 16% para plaguicidas (insecticidas: 8% (Kouras *et al.*, 1998) y herbicidas 16% (Zou *et al.*, 2014).

Autores como Jiang and Adams (2006), indican que los procesos de tratamiento convencional no son efectivos para la remoción de Atrazina, consiguiendo remover alrededor del 20 – 30% de compuestos orgánicos presentes en agua cruda (Zou *et al.*, 2014). Usando CC, autores como Ormad *et al.*, (2008), Zou *et al.* (2014) reportan eficiencias de reducción de Atrazina utilizando Agua Cruda del 10 a 25%, 16% y 20%, respectivamente. Mientras que estudios llevados a cabo con Agua Sintética (Shabeer *et al.*, 2014; Westerhoff *et al.*, 2005) muestran eficiencias del orden del 30%. En ambos casos, las eficiencias no fueron superiores al 30%. Lo cual coincide con este estudio, donde tanto utilizando CC como modificando el pH para los dos coagulantes evaluados (FeCl_3 y ACH) y las dos concentraciones superiores (1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$) las eficiencias se encontraron entre 15 y 30%. Es claro que, en condiciones de CM, usando dosis elevadas de coagulante y pH bajos, se presenta una mejora tanto en las eficiencias de reducción de UV_{223} como en la amplitud de las zonas de máxima eficiencia, comportamiento que fue más visible para la concentración de 500 $\mu\text{g/L}$ donde usando ambos coagulantes se logran eficiencias entre el 50 y 55%, las cuales son superiores a las reportadas por la literatura para CC. Es decir, que existe una diferencia entre la zona de CM y la CC, logrando una optimización del proceso con la primera.

A pesar de que se encontraron zonas de alta eficiencia de reducción de UV_{223} (>50%), la eficacia de una planta de potabilización está asociada al cumplimiento de los estándares de calidad de agua establecidos, independiente de las variaciones en la calidad de la fuente, por lo cual es necesario tener en cuenta las zonas de máxima eficiencia de las tres variables de respuesta (turbiedad, color verdadero y absorbancia UV_{223}), al momento de generar propuestas de optimización de los procesos de tratamiento y ajustar los procedimientos operativos (Montoya *et al.*, 2011). En este sentido, en las Tabla 25 a Tabla 28 se muestra un resumen de las zonas óptimas de CC y CM para las tres concentraciones de Atrazina evaluadas (tanto para cada una de las variables; turbiedad, color verdadero y absorbancia UV_{223} , como para las zonas óptimas de coincidencia (turbiedad/CV/ UV_{223}) para FeCl_3 y ACH respectivamente.

Utilizando FeCl_3 y CC (Tabla 25) se observa que para las concentraciones de Atrazina de 500 y 1000 $\mu\text{g/L}$, se encuentran zonas óptimas de coincidencia entre los tres parámetros evaluados (turbiedad/CV/ UV_{223}), mientras que para la concentración de 1500 $\mu\text{g/L}$, las zonas de máxima eficiencia de CV y UV_{223} son reducidas, lo cual no permite encontrar zonas de coincidencia; en el caso de la CM, la Tabla 26 presenta para la concentración 500 y 1500 $\mu\text{g/L}$ tres y una zona de coincidencia respectivamente, lo cual se logra debido a que para la concentración más baja las zonas de reducción de UV_{223} son amplias comparadas con las concentraciones restantes. Adicionalmente, la mayoría de estas zonas se encuentran con dosis de coagulantes superiores a 20 mg/L y pH entre 5,5 y 6,8 Unidades, pH cercanos a los reportados para remoción de MON usando este coagulante (4 – 6 Unidades) (Childress *et al.*, 1999; Konradt-Moraes *et al.*, 2008; Matilainen *et al.*, 2010).

Para el caso del ACH por medio de la CC (Tabla 27), se obtuvieron coincidencias para las tres concentraciones de Atrazina, correspondientes a rangos muy reducidos de pH o a un solo valor, debido a que este coagulante presenta un bajo consumo de alcalinidad y por ende, la variación del pH es mínima (Cogollo, 2011), lo que no permite tener zonas amplias de máximas eficiencias. En el caso de CM, no se logró obtener zonas de coincidencia debido principalmente al pH de coagulación, el cual tiende a ser básico en las zonas de máximas eficiencia de reducción de turbiedad y ácido en zonas de mayor reducción de UV_{223} , esto coincide con Zhan *et al.*, (2010), quienes reportan que la remoción de UV_{254} se incrementa aplicando altas dosis de coagulante (ACH), pero disminuye la remoción de turbiedad, Lo cual reafirma que el FeCl_3 es más apropiado que el ACH para aguas con contenido de materia orgánica.

Tabla 25. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Turbiedad, Color Verdadero y UV₂₂₃ por medio de la Coagulación Convencional (Sin modificar pH) usando FeCl₃

Concentración Atrazina (µg/L)	Turbiedad			Color Verdadero			UV ₂₂₃			Turbiedad/CV/UV ₂₂₃		
	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)
500	15-30	5,5-6,5	95 - 99	10-30	5,5-7,0	95 - 99	25-32	5,2-6,2	45 - 50	25-30	0	5,5-6,2
1000	15-30	5,5-6,5	95 - 99	20-25	5,5-6,0	70 - 80	18-30	5,5-6,5	20 - 25	20-25	0	5,5-6,0
1500	15-30	5,5-6,5	95 - 99	6-10	6,5-6,8	95 - 99	20-30	5,8-6,2	20 - 25	-	-	-

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

Tabla 26. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Turbiedad, Color verdadero y UV₂₂₃ por medio de la Coagulación Mejorada (Modificando pH) usando FeCl₃

Concentración Atrazina (µg/L)	Turbiedad			Color Verdadero			UV ₂₂₃			Turbiedad/CV/UV ₂₂₃		
	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)
500	6-10	5,0-5,5	95 - 99				5-18	4,0-6,0	50 - 55	6-10	Ac: 20,0-23,4	5,0-5,5
	12-50	5,5-7,0	95 - 99	3-50	4,5-7,0	95 - 99	30-40	5,5-6,5	50 - 55	30-40	Al: 1,5-9,8	5,5-6,5
							25-30	5,0-5,5	50 - 55	25-30	Ac: 2,5-8,0	5,5
1000	8,0-12	4,5-5,5	95 - 99	3 -50	8,5-9,0	95 - 99				-	-	-
	15-50	5,0-7,0	95 - 99	3,0-10	4,8-5,5	95 - 99	20 -25	5,8-6,2	25 - 30	-	-	-
1500				3,0-10	7,0-8,0	95 - 99	20-32	4,0-6,0	25 - 30	-	-	-
	6 -50	5,0-7,0	95 - 99	10-20	6,0-6,5	95 - 99	20-50	6,0-7,0	25 - 30	20	Ac: 2,0 Al: 4,0	6,0-6,5

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

Tabla 27. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Turbiedad, Color verdadero y UV₂₂₃ por medio de la Coagulación Convencional usando ACH

Concentración Atrazina (µg/L)	Turbiedad			Color verdadero			UV ₂₂₃			Turbiedad/CV/UV ₂₂₃		
	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)
500	4-10	6,8-7,0	95 - 99	3-6	6,8-7,0	90 - 95	10-25	6,5-6,8	45 - 50	10	0	6,8
1000	4-12	6,5-6,8	95 - 99	4-12	6,5-6,8	90 - 95	5-10	6,5-6,8	25 - 30	5-10	0	6,5-6,8
1500	3-7	6,6-6,8	80 - 90	3-12	6,5-7,0	90 - 95	4-6	6,8	15 - 20	4-6	0	6,8

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

Tabla 28. Zonas de máxima eficiencia de reducción de Turbiedad, Color verdadero y UV₂₂₃ por medio de la Coagulación Mejorada usando ACH

Concentración Atrazina (µg/L)	Turbiedad			Color verdadero			UV ₂₂₃			Turbiedad/CV/UV ₂₂₃		
	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	pH de coagulación (Unid)	Eficiencia reducción (%)	Dosis coagulante (mg/L)	Volumen modificador de pH (mL)	pH de coagulación (Unid)
500	5-65	7,0-9,0	95 - 99	3-12	3,5-6,5	95 - 99	4-8	4,8-6,4	50 - 55	-	-	-
				12-28			12-28	3,5-4,5	50 - 55	-	-	-
				30-65	5,0-9,0	95 - 99	32-65	4,5-6,5	50 - 55	-	-	-
1000	3-30	6,8-7,5	95 - 99	15-20	4,5-5,0	95 - 99	4,5 -15	4,8-6,2	25 - 30	-	-	-
	30-65	7,0-9,0	95 - 99	10-15	7,0-8,5	95 - 99	4,0 -10	6,2-6,8	25 - 30	-	-	-
1500	3-8	8,0-9,0	95 - 99	3-20	5,0-7,0	95 - 99	4-25	4,5-6,5	20 - 25	-	-	-
				3-8	7,0-9,0	95 - 99				-	-	-
	20-65	7,0-9,0	95 - 99	15-65	8,0-9,0	95 - 99	28-45	6,5-7,5	20 - 25	-	-	-

Ac: Rango de volumen necesario de HCl para disminuir el pH, Al: Rango de volumen necesario de NaOH para incrementar el pH, Und: Unidades.

Las condiciones óptimas para remover turbiedad y compuestos orgánicos pueden ser diferentes, debido a que se requieren elevadas dosis de coagulante para alcanzar altas eficiencias por ejemplo de remoción de MON, generalmente aun en estas condiciones las eficiencias de reducción de turbiedad son buenas (Dlamini *et al.*, 2013), lo cual se asocia con zonas de CM. Aunque utilizando ambos métodos de coagulación se logran zonas de coincidencia, con la CC, las eficiencias de reducción de UV₂₂₃ son inferiores a las resultantes de modificar el pH. Lo cual indica que la CC no permite alcanzar eficiencias adecuadas para cada parámetro de forma simultánea, siendo necesaria la modificación del pH del agua (Lovins *et al.*, 2003).

A pesar de la elevada eficiencia del FeCl₃ y el ACH en la reducción de sólidos suspendidos y turbiedad del agua, ambos coagulantes presentan limitada eficiencia de reducción de Atrazina y otros compuestos orgánicos, por lo cual es necesario otro tipo de intervenciones en los procesos de tratamiento de agua, como lo es la CM (Shabeer *et al.*, 2014; Zou *et al.*, 2014). En este caso, se observó que esta condición aplicó principalmente para el FeCl₃, debido a que la adición de este coagulante influye directamente en el pH del agua disminuyéndolo, siendo esta una de sus ventajas operacionales, trabajar en un amplio rango de pH, por lo cual es posible alcanzar pH bajos con mayor facilidad (Cogollo, 2011), mientras que usando ACH el pH mínimo alcanzado con la aplicación del coagulante, se encontró alrededor de 6 Unidades.

La fase experimental de este trabajo de investigación utilizó en todos los casos Agua Cruda proveniente del Río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino, por lo cual desde un enfoque de gestión del riesgo y Planes de Seguridad del Agua, se debe tener en cuenta la cuenca del río Cauca como primera barrera con el fin de entregar agua segura para el consumo humano (OMS, 2011). La calidad del agua del Río Cauca se ve afectada por descargas puntuales de Agua Residual doméstica, agricultura, ganadería, minería (legal e ilegal), entre otras, causando peligros fisicoquímicos y microbiológicos, adicionalmente, debido a la complejidad de la cuenca, cuenta con múltiples usuarios del suelo, diferentes actores entre estas las instituciones gubernamentales encargadas del ordenamiento territorial y de la cuenca, lo cual dificulta la gestión del riesgo (Bueno *et al.*, 2014; Pérez-Vidal *et al.*, 2016) y muestra la necesidad de la presencia y acompañamiento por parte de estas instituciones con el fin de controlar el uso y comercialización de plaguicidas con reconocidos efectos nocivos, los usos del suelo y mejorar las prácticas agrícolas en la cuenca, ya que la región presenta una alta vocación agrícola, enfocada en la caña de azúcar (Nivia, 2000), todo esto con el fin de evitar que este tipo de compuestos lleguen al Río. El conjunto de estos factores repercute en las siguientes barreras contempladas en los PSA (tratamiento, distribución y usuario final), así como en los costos asociados a estas.

Adicionalmente, el monitoreo constante de la cuenca es una herramienta útil que permite identificar peligros fisicoquímicos y/o microbiológicos en el Agua Cruda (Jin & Ke, 2002; Rico *et al.*, 2012), por lo cual, la implementación de una variable de fácil y rápida medición es de utilidad para identificar riesgos asociados a la presencia de compuesto orgánicos como la Atrazina, que debido a costos y tiempos de respuesta no son monitoreados con frecuencia en las fuentes de AS, pero que son necesarios debido a su dificultad de reducción por medio de procesos de tratamiento convencional y sus posibles efectos en la salud (Sharp *et al.*, 2006 y Ghernaout *et al.*, 2009). Finalmente, se buscó la evaluación de la modificación de un proceso de tratamiento convencional, la Coagulación Mejorada (Edzwald & Tobiason, 1999), para incrementar la reducción de Atrazina en la potabilización del agua, la cual aunque logró eficiencias superiores a las alcanzadas usando Coagulación Convencional no es suficiente, por lo cual se recomienda seguir evaluando esta tecnología utilizando concentraciones de dopaje de Atrazina más bajas, así como tratamientos complementarios que junto con la CM logren una efectiva reducción de Atrazina. Por otro lado, La CM al requerir pH reducidos para mejorar su eficiencia genera agua tratada con pH bajo, por lo cual es necesaria la

estabilización del pH con el fin de disminuir su capacidad corrosiva (Sadrnourmohamadi & Gorczyca, 2015), para lo cual se han utilizados diferentes alcalinizantes, entre los cuales resalta la cal hidratada por su bajo costo y facilidad de manejo, sin embargo, presenta algunas desventajas como incremento en la turbiedad del agua tratada (Bueno-Zabala *et al.*, 2014), por lo cual, es recomendable evaluar la influencia de la CM sobre la estabilización del pH y la utilización de alcalinizantes alternativos en futuros estudios.

Los niveles de contaminación en la cuenca de abastecimiento, la posibilidad de prevenir riesgos de contaminación, la identificación de estos en el Agua Cruda, el ajuste de los procesos de tratamiento teniendo en cuenta los riesgos encontrados y la estabilización del pH, implican el incremento de costos y de la complejidad de la operación de PTAPs lo que a su vez se refleja en las tarifas asumidas por los usuarios; lo que ratifica la importancia de tratar este problema de forma integral.

6. CONCLUSIONES

- La vigilancia tecnológica realizada sobre concentraciones típicas posibles de encontrar en cuerpos de Agua Superficial, permitió definir un rango de concentraciones para países pertenecientes al continente Americano como Colombia que no cuentan con restricciones para la Atrazina, entre 0.0001 y 1000 µg/L.
- Las jornadas de monitoreos permitieron establecer un rango concentraciones de Atrazina presentes en el río Cauca, a la altura de la bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino, el cual varió entre 0,01 y 0,77 µg/L, rango con concentraciones inferiores a las establecidas por diferentes normatividades y recomendaciones internacionales (1,8 – 3,0 µg/L), mientras que en Colombia no se cuenta con límites de Atrazina en Agua Cruda y en Agua Potable únicamente hace referencia a la concentración total de plaguicidas.
- Antes de evaluar la capacidad de un tratamiento en la reducción de compuestos orgánicos del agua, es importante tener en cuenta el origen de estos en la cuenca, ya que la primera barrera en la producción del agua es la cuenca de abastecimiento, estudiando sus usos del suelo, utilización de agroquímicos, fuentes de contaminación, entre otros factores. Este análisis puede permitir establecer estrategias para reducir los usos de plaguicidas y así de contaminación de suelos y aguas.
- La absorbancia UV es un parámetro indicativo de la presencia de diferentes compuestos en el agua; sin embargo, es necesario definir el rango de longitud de onda adecuado para cada tipo de sustancia de interés y establecer correlaciones con estas. Este tipo de herramientas menos costosas y de rápida y fácil medición, puede aportar a que se pueda usar como apoyo en la identificación de peligros como parte de la evaluación del riesgo en un Sistema de Abastecimiento de Agua Potable. En este caso, se encontró que la longitud de onda 254 nm, comúnmente utilizada para indicar la presencia indirecta de Materia Orgánica Natural, no es adecuada como indicador indirecto de otro tipo de compuestos como la Atrazina. El rango de longitud de onda para las concentraciones de Atrazina evaluadas (5, 100, 500, 1000 y 2000 µg/L), fue de 219,5 a 223,5 nm y 203,0 a 223,0 nm usando Agua Destilada y Agua Cruda respectivamente; el desplazamiento de la zona de máxima absorbancia entre los dos tipos de agua, se puede deber a la complejidad en la composición del Agua Cruda, asociada a los usos de suelo en la cuenca y presencia de múltiples contaminantes de tipo orgánico e inorgánico.
- Los diagramas de coagulación permitieron estudiar el adecuado desempeño de los coagulantes evaluados (FeCl_3 y ACH) en la remoción de turbiedad, alcanzando en ambos casos eficiencias entre 95 y 99% usando modificadores de pH, por medio de la Coagulación Convencional las eficiencias de reducción de turbiedad con ACH se encuentran entre 80 y 95% mientras que usando FeCl_3 se mantienen.
- Por medio de la modificación del pH (Coagulación Mejorada), en todos los casos se lograron mayores eficiencias de reducción de UV_{223} respecto a la Coagulación Convencional, así como zonas más amplias de máxima eficiencia. Sin embargo, las mayores eficiencias de reducción de UV_{223} tanto por medio de la Coagulación Convencional como Mejorada, se lograron utilizando el coagulante

FeCl_3 , el cual al influir directamente en el pH del agua disminuyéndolo facilita que este proceso se llevó a cabo con menor requerimiento de modificadores de pH.

- Teniendo en cuenta la importancia de garantizar de manera simultánea adecuadas eficiencias de reducción de turbiedad, Color Verdadero y UV_{223} , usando FeCl_3 se encontraron tres zonas de coincidencia para la concentración 500 $\mu\text{g/L}$, mientras que utilizando las concentraciones más altas (1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$) sólo se identificó una zona de coincidencia, siendo mayor la reducción de UV_{223} a menor concentración de Atrazina. Utilizando ACH y modificación del pH no se encontraron zonas de coincidencia entre las variables evaluadas, debido a que las zonas de máxima eficiencias de turbiedad se encuentran con pH que tiene a la basicidad y para UV_{223} a la acidez.

7. RECOMENDACIONES

- Se recomienda continuar evaluando el uso de la absorbancia UV en diferentes longitudes de onda, como indicador indirecto de la presencia de diferentes sustancias de interés sanitario en fuentes de Agua Superficial, estudiando las longitudes de onda representativas de las sustancias de interés que por no ser obligatorias de acuerdo con la normatividad colombiana y los altos costos y dificultad de medición no se monitorean, como es el caso de otros plaguicidas, productos farmacéuticos y de limpieza.
- Teniendo en cuenta el amplio rango de concentraciones posibles de encontrar en fuentes de Agua Superficial se recomienda evaluar en futuros estudios concentraciones más bajas de Atrazina, inferiores a 500 µg/L que permitan estudiar la efectividad de la CM a bajas concentraciones.
- La aplicación del coagulante FeCl_3 reduce el pH del agua, lo que, aunque beneficia el proceso de CM puede tener efectos corrosivos en las estructuras de una PTAP, mientras que la aplicación del ACH no influye en el pH, lo cual dificulta alcanzar los pH necesarios para el adecuado funcionamiento de la CM, implicando mayores volúmenes de acidificante. En este sentido, es necesario evaluar el impacto de las condiciones operativas de coagulación sobre el pH de coagulación, el agua tratada y de su estabilidad química y sobre los residuales de hierro y aluminio en el agua tratada.
- Este estudio abarcó dos coagulantes de diferentes origen pero de amplio uso, por lo cual, se recomienda evaluar otro tipo de coagulantes así como la mezcla de estos.
- Para establecer la aplicabilidad de esta tecnología en plantas de tratamiento, se recomienda complementar estos estudios con herramientas de análisis de costos para favorecer la toma de decisiones operativas, no solo desde el punto de vista técnico, sino también el económico. Igualmente, se recomienda evaluar los aspectos relacionados con los residuales de hierro y aluminio en el agua tratada debido al incremento de las dosis de coagulante necesarias para llevar a cabo la Coagulación Mejorada, adicionalmente, la producción y características de los lodos, que deben ser tratados adecuadamente en una Planta de Tratamiento de Agua Potable, analizando los costos de su tratamiento.
- Teniendo en cuenta las eficiencias de reducción de Atrazina alcanzadas en este estudio, se recomienda, evaluar tecnologías complementarias de bajo costo que permitan incrementar las eficiencias alcanzadas, como la filtración con Carbón Activado Granular posterior a la filtración convencional, usando Carbón Activado producido a partir de material de bajo costo o residuos.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agencia Nacional de Vigilancia Sanitaria (ANVISA). Monografías autorizadas: A14 Atrazina, Resolución RE n° 1740 0-1 (2016). Brasil.
- Agency for Toxic Substances y Disease Registry (ATSDR). (2003). *Reseña Toxicológica de la Atrazina*, Atlanta.
- Al-Degs, Y. S., Al-Ghouti, M. A., & El-Sheikh, A. H. (2009). Simultaneous determination of pesticides at trace levels in water using multiwalled carbon nanotubes as solid-phase extractant and multivariate calibration. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1-3), 128-135. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.065>
- Alexander, J., Hai, F., & Al-aboud, T. (2012). Chemical coagulation-based processes for trace organic contaminant removal: Current state and future potential. *Journal of Environmental Management*, 111, 195-207. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.023>
- Amaral, B., de Araujo, J., Peralta-Zamora, P., & Nagata, N. (2014). Simultaneous determination of atrazine and metabolites (DIA and DEA) in natural water by multivariate electronic spectroscopy. *Microchemical Journal*, 117, 262-267. <http://doi.org/10.1016/j.microc.2014.07.008>
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), APHA, AWWA, & WEF. (2012). *Standard Methods for Water and Wastewater Examination*. (American Public Health Association, Ed.) (22nd ed.). Washington D.C., United States.
- American Water Works Association (AWWA). (2001). *Guidance Manual: Self-Assessment for Treatment Plan Optimisation*. (International Edition, Ed.) (Primera). United States.
- American Water Works Association (AWWA). (2011). *Operational control of coagulation and filtration processes*. American Water Works Association. Retrieved from https://books.google.com.co/books?id=IS_MI2JxIQsC&dq=jar+test+and+coagulation+diagrams&hl=es&source=gbs_navlinks_s
- Amirtharajah, A., Dennett, K., & Studstill, A. (1993). FERRIC CHLORIDE COAGULATION FOR REMOVAL OF DISSOLVED ORGANIC MATTER AND TRIHALOMETHANE PRECURSORS. *Water Science & Technology*, 27(1), 113-121.
- Amirtharajah, A., & Mills, K. (1982). Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation on JSTOR. *American Water Works Association*, 74(4), 210-216. Retrieved from http://www.jstor.org/stable/41271001?seq=1#page_scan_tab_contents
- Arboleda, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. (McGRAW-HILL, Ed.) Colombia: Ed. McGraw Hill (3ra ed.). Bogotá: INTERAMERICANA, S.A. Retrieved from <http://fing.uncu.edu.ar/catedras/sanitaria/archivos/libros-arboleda-valencia/Teoria y Practica de la Purificacion del H2O - Tomo 1 - Arboleda Valencia.pdf>
- Arjona-Rodríguez, S., Torres-Lozada, P., Cruz-Vélez, C., Loaiza-Cadavid, D., & Escobar-Rivera, J. (2012). Effect of the Prechlorination Point on the Trihalomethanes Formation in Conventional Water Treatment Process. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 11258(20), 57-65.
- Arlos, M. J., Bragg, L. M., Parker, W. J., & Servos, M. R. (2015). Distribution of selected antiandrogens and pharmaceuticals in a highly impacted watershed. *Water Research*, 72, 40-50. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.008>
- Ator, S. W., & Denver, J. M. (2012). ESTIMATING CONTRIBUTIONS OF NITRATE AND HERBICIDES FROM

GROUNDWATER TO HEADWATER STREAMS , NORTHERN ATLANTIC COASTAL PLAIN , UNITED STATES 1. *Journal of the American Water Resources Association*, 19901.

- Azevedo, D. A., Silva, T. R., Knoppers, B. A., & Schulz-Bull, D. (2010). Triazines in the tropical lagoon system of Mundaú-Manguaba, NE-Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 21(6), 1096–1105. <http://doi.org/10.1590/S0103-50532010000600020>
- Azevedo, D. D. A., Gerchon, E., & Dos Reis, E. O. (2004). Monitoring of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in water from Paraíba do Sul River, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 15(2), 292–299. <http://doi.org/10.1590/S0103-50532004000200021>
- Azizullah, A., Nasir, M., Richter, P., & Häder, D. (2011). Water pollution in Pakistan and its impact on public health — A review. *Environment International*, 37(2), 479–497. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2010.10.007>
- Badii, M., & Landeros, J. (2007, May 12). Plaguicidas que afectan a la salud humana y la sustentabilidad. *CULCyT*. Retrieved from <http://openjournal.uacj.mx/ojs/index.php/culcyt/article/view/454>
- Bainbridge, T., Rohde, K. W., Davis, A. M., Lewis, S. E., Brodie, J. E., Masters, B. L., ... Schaffelke, B. (2009). Herbicides : A new threat to the Great Barrier Reef. *Environmental Pollution*, 157(8–9), 2470–2484. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.006>
- Baldwin, A., Corsi, S., De Cicco, L., Lenaker, P., Lutz, M., Sullivan, D., & Richards, K. (2016). Organic contaminants in Great Lakes tributaries: Prevalence and potential aquatic toxicity. *Science of the Total Environment*, 554–555, 42–52. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.137>
- Bartiko, D., & De Julio, M. (2014). A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Revista Ambiente e Agua*, 9(3), 445–458. <http://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Betancourt, W., & Rose, J. (2004). Drinking water treatment processes for removal of Cryptosporidium and Giardia. *Veterinary Parasitology*, 126, 219–234. <http://doi.org/10.1016/j.vetpar.2004.09.002>
- Bortoluzzi, E. C., Rheinheimer, D. dos S., Gonçalves, C. S., Pellegrini, J. B. R., Zanella, R., & Copetti, A. C. C. (2006). Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10(4), 881–887. <http://doi.org/10.1590/S1415-43662006000400015>
- Bortoluzzi, E. C., Rheinheimer, D. S., Gonçalves, C. S., Pellegrini, J. B. R., Maroneze, A. M., Kurz, M. H. S., ... Zanella, R. (2007). Investigation of the occurrence of pesticide residues in rural wells and surface water following application to tobacco. *Química Nova*, 30(8), 1872–1876. <http://doi.org/10.1590/S0100-40422007000800014>
- Branchet, P., Cadot, E., Fenet, H., Sebag, D., Ngatcha, B. N., Borrell-Estupina, V., ... Gonzalez, C. (2018). Polar pesticide contamination of an urban and peri-urban tropical watershed affected by agricultural activities (Yaoundé, Center Region, Cameroon). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(18), 17690–17715. <http://doi.org/10.1007/s11356-018-1798-4>
- Budd, G., Hess, A., Darby, H., Neemann, J., Spencer, C., Bellamy, J., & Hargette, P. (2004). Coagulation applications for new treatment goals. *American Water Works Association*, 96(2), 102–113.
- Bueno-zabala, K. A., Torres-lozada, P., & Delgado-cabrera, L. G. (2014). Monitoreo y medición del ajuste del pH del agua tratada del río Cauca mediante índices de estabilización. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 17(2), 563–575
- Bueno, K., Perez, A., & Torres, P. (2014). Identificación de peligros químicos en cuencas de abastecimiento de agua como instrumento para la evaluación del riesgo. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*.

Retrieved from <http://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/916/1038>

- Buttiglieri, G., Migliorisi, L., & Malpei, F. (2011). Adsorption and removal at low atrazine concentration in an MBR pilot plant. *Water Science and Technology*, 63(7), 1334–1340. <http://doi.org/10.2166/wst.2011.130>
- Byer, J. D., Struger, J., Sverko, E., Klawunn, P., & Todd, A. (2011). Chemosphere Spatial and seasonal variations in atrazine and metolachlor surface water concentrations in Ontario (Canada) using ELISA. *Chemosphere*, 82(8), 1155–1160. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.054>
- Cai, Z., Wang, D., & Ma, W. (2004). Gas chromatography / ion trap mass spectrometry applied for the analysis of triazine herbicides in environmental waters by an isotope dilution technique. *Analytica Chimica Acta*, 503, 263–270. <http://doi.org/10.1016/j.aca.2003.10.038>
- Camilleri, J., Baudot, R., Wiest, L., Vulliet, E., Cren-Olivé, C., & Daniele, G. (2015). Multiresidue fully automated online SPE-HPLC-MS/MS method for the quantification of endocrine-disrupting and pharmaceutical compounds at trace level in surface water. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 95(1), 67–81. <http://doi.org/10.1080/03067319.2014.983494>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection os Aquatic Life: Atrazine. Winnipeg.
- CAPRE. Normas de Calidad del Agua para consumo humano (1993). Nicaragua. Retrieved from <http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/cd-cagua/normas/lac/13.NIC/01.norma.pdf>
- Cardenas, O., Silva, E., Morales, L., & Ortiz, J. (2005). Estudio epidemiológico de exposición a plaguicidas organofosforados y carbamatos en siete departamentos colombianos, 1998-2011. *Biomédica*, 25, 170–180. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/bio/v25n2/v25n2a03>
- Cerejeira, M. J., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Val, M. J., ... Silva-fernandes, A. M. (2003). Pesticides in Portuguese surface and ground waters. *Water Research*, 37, 1055–1063.
- Challis, J. K., Cuscito, L. D., Joudan, S., Luong, K. H., Knapp, C. W., Hanson, M. L., & Wong, C. S. (2018). Inputs, source apportionment, and transboundary transport of pesticides and other polar organic contaminants along the lower Red River, Manitoba, Canada. *Science of the Total Environment*, 635, 803–816. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.128>
- Chévre, N., Edder, P., Orтели, D., Tatti, E., Erkman, S., & Rapin, F. (2007). Risk Assessment of Herbicide Mixtures in a Large European Lake. *Environmental Toxicology*, 23(10), 269–277. <http://doi.org/10.1002/tox>
- Childress, B., Vrijenhoek, E., Elimelech, M., Tanaka, T., & Beuhler, M. (1999). PARTICULATE AND THM PRECURSOR REMOVAL WITH FERRIC CHLORIDE, (November), 1054–1061.
- Chung, S. W., & Gu, R. R. (2003). Estimating time-variable transformation rate of atrazine in a reservoir. *Advances in Environmental Research*, 7(4), 933–947. [http://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00098-9](http://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00098-9)
- Claver, A., Ormad, P., Rodríguez, L., & Ovelleiro, J. L. (2006). Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin (Spain). *Chemosphere*, 64(9), 1437–1443. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.02.034>
- Coelho, E., Vazzoler, H., & Pereira, W. (2012). Emprego do carvão ativado para remoção de atrazina em água de abastecimento público Using activated carbon for atrazine removal from public water supply, 421–428. Retrieved from <http://www.scielo.br/pdf/esa/v17n4/v17n4a09.pdf>
- Cogollo, J. (2011). Water clarification using Polymerized coagulants: Aluminum Hydroxychloride case, 18–27.
- Cogollo, M. (2011). Clarificación de aguas usando coagulantes polimerizados: caso del Hidroxicloruro de

Aluminio. *Dyna*, 78(165), 18–27.

- Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). RESOLUÇÃO No 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005 (2005). Brasil.
- Cooman, K., Debels, P., Gajardo, M., Urrutia, R., & Barra, R. (2005). Use of *Daphnia* spp. for the Ecotoxicological Assessment of Water Quality in an Agricultural Watershed in South-Central Chile. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 48, 191–200. <http://doi.org/10.1007/s00244-004-0218-6>
- Copeland, C. (2012). Pesticide Use and Water Quality: Are the Laws Complementary or in Conflict. *Congressional Research Service*. Retrieved from <https://www.fas.org/sgp/crs/misc/RL32884.pdf>
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca - CVC. (2017). Precipitación promedio mensual multianual. *Dirección Técnica Ambiental*, 2017.
- Corra, L. (2009). Herramientas de capacitación para el manejo responsable de plaguicidas y sus envases : efectos sobre la salud y prevención de la exposición. Buenos Aires: Organización Panamericana de la Salud. Tomado de: <http://ambiente.lapampa.gob.ar/images/stories/CDLibro/libro/carpModulo2/modulo2b5.html>
- Cortés, E., & Barrios, C. (2010). Nuevo calendario de temporadas secas y lluviosas en el valle del río Cauca. *Centro de Investigación de La Caña de Azúcar de Colombia - Cenicaña*, 32, 4–5.
- Couperus, N. P., Pagsuyoin, S. A., Bragg, L. M., & Servos, M. R. (2016). Occurrence, distribution, and sources of antimicrobials in a mixed-use watershed. *Science of the Total Environment*, 541, 1581–1591. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.086>
- Criquet, J., Dumoulin, D., Howsam, M., Mondamert, L., Goossens, J., Prygiel, J., & Billon, G. (2017). Science of the Total Environment Comparison of POCIS passive samplers vs . composite water sampling : A case study. *Science of the Total Environment*, 609, 982–991. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.227>
- Croll, B. (1991). Pesticides in Surface Waters and Groundwaters. *Water and Environment Journal*, 5(4), 389–395. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Daneshvar, A., Aboulfadl, K., Viglino, L., Broséus, R., Sauvé, S., Madoux-humery, A., ... Prévost, M. (2012). Chemosphere Evaluating pharmaceuticals and caffeine as indicators of fecal contamination in drinking water sources of the Greater Montreal region. *Chemosphere*, 88(1), 131–139. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.016>
- De Armas, E., Monteiro, R., Antunes, P., Dos Santos, M., & De Camargo, P. (2007). Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do Rio Corumbataí e principais afluentes. *Química Nova*, 30(5), 1119–1127. <http://doi.org/10.1590/S0100-40422007000500013>
- De campos, S., Di bernardo, L., & Vieira, E. (2005). Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 10(3), 194–199. <http://doi.org/10.1590/S1413-41522005000300003>
- Di bernardo, L. (1993). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água, Vol 2*. (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Ed.). Brasil.
- Di Bernardo, L., & Di Bernardo, A. (2006). Métodos e técnicas de tratamento de água. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 11(2), 107–107. <http://doi.org/10.1590/s1413-41522006000200001>

- Di Bernardo, L., Di Bernardo, A., & Nogueira, P. (2011). Procedimientos para Realización de Ensayos de Tratabilidad de Agua. In *Tratabilidad del Agua y Residuos Generados en Estaciones de Tratamiento de Agua* (p. 454). São Carlos - Brasil: LDiBe.
- Diemert, S., & Andrews, R. (2013). The impact of alum coagulation on pharmaceutically active compounds, endocrine disrupting compounds and natural organic matter. *Water Science & Technology: Water Supply*, 13(5), 1348. <http://doi.org/10.2166/ws.2013.145>
- Dlamini, S., Haarhoff, J., Mamba, B., & Van Staden, S. (2013). The response of typical South African raw waters to enhanced coagulation. *Water Science and Technology: Water Supply*, 13(1), 20–28. <http://doi.org/10.2166/ws.2012.071>
- Dos Santos, E. A., Da Cruz, C., Carraschi, S. P., Silva, J. R. M., Botelho, R. G., Velini, E. D., & Pitelli, R. A. (2015). Atrazine levels in the Jaboticabal water stream (São Paulo State, Brazil) and its toxicological effects on the pacu fish *Piaractus mesopotamicus*. *Arhiv Za Higijenu Rada i Toksikologiju*, 66(1), 73–82. <http://doi.org/10.1515/aiht-2015-66-2571>
- Drevenkar, V., Fingler, S., Mendaš, G., Stipičević, S., & Vasilić, Ž. (2004). Levels of atrazine and simazine in waters in the rural and urban areas of north-west Croatia. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 84(1–3), 207–216. <http://doi.org/10.1080/0306731031000149679>
- Edzwald, J., & Tobiasson, J. (1999). Enhanced coagulation: Us requirements and a broader view. *Water Science and Technology*, 40(9), 63–70. [http://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00641-1](http://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00641-1)
- Elliott, S. M., & VanderMeulen, D. D. (2017). A regional assessment of chemicals of concern in surface waters of four Midwestern United States national parks. *Science of the Total Environment*, 579, 1726–1735. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.114>
- Environmental Protection Agency (EPA). Method 523: Determination of Triazine Pesticides and their Degradates in Drinking Water by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS) Version 1.0 (2012). Retrieved from https://sampleprep.unitedchem.com/media/at_assets/tech_doc_info/EPA_Method_523.pdf
- Evangelista, I. (1998). *Plaguicidas: aspectos ambientales, analíticos y toxicológicos*. Publicacions de la Universitat Jaume I. Retrieved from <https://books.google.com/books?id=Ti3ZZRNlaaYC&pgis=1>
- Fairbairn, D. J., Karpuzcu, M. E., Arnold, W. A., Barber, B. L., Kaufenberg, E. F., Koskinen, W. C., ... Swackhamer, D. L. (2016). Sources and transport of contaminants of emerging concern: A two-year study of occurrence and spatiotemporal variation in a mixed land use watershed. *Science of the Total Environment*, 551–552, 605–613. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.056>
- Fernandez, M. V., & Gardinali, P. R. (2016). Science of the Total Environment Risk assessment of triazine herbicides in surface waters and bioaccumulation of Irgarol and M1 by submerged aquatic vegetation in Southeast Florida. *Science of the Total Environment*, The, 541, 1556–1571. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.035>
- Foo, K., & Hameed, B. (2010). Detoxification of pesticide waste via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 1–11. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.014>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1997). Anexo 1 - Inventario de plaguicidas. Retrieved November 11, 2019, from <http://www.fao.org/3/W2598S/w2598s09.htm>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2006). Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas. Roma.
- Fray, M. (2000). *Occurrence of Herbicides/Pesticides in Drinking Water - Michelle Frey - Google Libros*. (M.

- Fray & American Water Works Association, Eds.). United States. Retrieved from https://books.google.com.co/books?id=PokxxtteHFgC&dq=pesticides%2Bwater&hl=es&source=gbs_navlinks_s
- Freese, S., Nozaic, D., Pryor, M., Rajogopaul, R., Trollip, D., & Smith, R. (2001). Enhanced coagulation: a viable option to advance treatment technologies in the South African context. *Water Science and Technology*, 1(1), 33–41. Retrieved from <http://elaguapotable.com/Mejora de la coagulacion.pdf>
- Fulton, M. H., Scott, G. I., Delorenzo, M. E., Key, P. B., Bearden, D. W., Strozier, E. D., & Madden, C. J. (2004). Surface Water Pesticide Movement from the Dade County Agricultural Area to the Everglades and Florida Bay via the. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(February), 527–534. <http://doi.org/10.1007/s00128-004-0461-6>
- Fung, Y., & Mak, J. (2001). Determination of pesticides in drinking water by micellar electrokinetic capillary chromatography. *Electrophoresis*, (1), 2260–2269.
- Garbin, J., Milori, D., Simões, M., da Silva, W., & Neto, L. (2007). Influence of humic substances on the photolysis of aqueous pesticide residues. *Chemosphere*, 66(9), 1692–1698. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.07.017>
- García, I. (2005). *Removal of natural organic matter by enhanced coagulation in Nicaragua*. Royal Institute of Technology. Retrieved from <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:14512/FULLTEXT01.pdf>
- Gerald, A., Edwards, & Amirtharajah, A. (1985). Removing Color Caused by Humic Acids. *Journal / American Water Works Association*, 77(3), 50–57.
- Gerónimo, E. De, Aparicio, V. C., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S., & Costa, J. L. (2014). Chemosphere Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemos*, 107, 423–431. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.039>
- Gheraout, D., Gheraout, B., & Kellil, A. (2009). Natural organic matter removal and enhanced coagulation as a link between coagulation and electrocoagulation. *Desalination and Water Treatment*, 2(1–3), 203–222. <http://doi.org/10.5004/dwt.2009.116>
- Gojmerac, T., Ostojić, Z., Pauković, D., Pleadin, J., & Žurić, M. (2006). Evaluation of surface water pollution with atrazine, an endocrine disruptor chemical, in agricultural areas of Turopolje, Croatia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(3), 490–496. <http://doi.org/10.1007/s00128-006-0947-5>
- Golfiopoulou, S. K., Nikolaou, A. D., Thomaidis, N. S., Kotrikla, A. M., Vagi, M. C., Petsas, A. S., ... Lekkas, T. D. (2017). Determination of the priority substances regulated by 2000/60/EC and 2008/105/EC Directives in the surface waters supplying water treatment plants of Athens, Greece. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 52(4), 378–384. <http://doi.org/10.1080/10934529.2016.1262600>
- Gómez, J. (1995). Control de malezas. En: CENICAÑA. El cultivo de la caña en la zona azucarera de Colombia. CENICAÑA, 143–152. Retrieved from http://www.cenicana.org/pdf_privado/documentos_no_seridados/libro_el_cultivo_cana/libro_p143-152.pdf
- Gómez-Gutiérrez, A. I., Jover, E., Bodineau, L., Albaigés, J., & Bayona, J. M. (2006). Organic contaminant loads into the Western Mediterranean Sea: Estimate of Ebro River inputs. *Chemosphere*, 65(2), 224–236. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.02.058>
- Gómez, E., Fernando, D., Aponte, G., & Betancourt, L. (2014). Metodología para la revisión bibliográfica y la gestión de información de temas científicos, a través de su estructuración y sistematización. *Dyna*,

- 81(184), 158–163. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49630405022>
- Gonzalez-rey, M., Tapie, N., Le, K., Dévier, M., Budzinski, H., & João, M. (2015). Occurrence of pharmaceutical compounds and pesticides in aquatic systems. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1–2), 384–400. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.029>
- Graymore, M., Stagnitti, F., & Allinson, G. (2001). Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environment International*, 26(7–8), 483–495. [http://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00031-9](http://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00031-9)
- Graziano, N., McGuire, M. J., Roberson, A., Adams, C., Jiang, H., & Blute, N. (2006). 2004 National atrazine occurrence monitoring program using the abraxys ELISA method. *Environmental Science and Technology*, 40(4), 1163–1171. <http://doi.org/10.1021/es051586y>
- Grube, A., Donaldson, D., Timothy Kiely, A., & Wu, L. (2011). Pesticides Industry Sales and Usage: 2006 and 2007 Market Estimates. U.S. Environmental Protection Agency, 41. Retrieved from <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/3000659P.pdf>
- Guillén, R., Lizama, C., Ortega, A., Moeller, G., & Treviño, L. (2017). Evaluación de la biodegradación de atrazina pura y comercial (Gesaprim) en suelos arenosos, limosos y arcillosos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(esp01), 63–72. <http://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.06>
- Hackett, A. G., Gustafson, D. I., Moran, S. J., Hendley, P., van Wesenbeeck, I., Simmons, N. D., ... Stone, C. T. (2005). The acetochlor registration partnership surface water monitoring program for four corn herbicides. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 877–89. <http://doi.org/10.2134/jeq2003.0411>
- Han, F., Chen, J., Jiang, Z., Chen, L., & Ji, W. (2013). Volatile and Semi-Volatile Organic Compounds in the Lower Yangtze River and Surface Waters of Three Chinese Provinces. *Journal of Environmental*, 22(3), 683–690.
- Hansen, A. M., Treviño, L. G., Márquez, H., Villada, M., Guillén, R. A., & Hernández, A. (2013). Atrazina : un herbicida polémico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 65–84.
- Hermosin, M. C., Calderon, M. J., Real, M., & Cornejo, J. (2013). Impact of herbicides used in olive groves on waters of the Guadalquivir river basin (southern Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164, 229–243. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.021>
- Hernández, F., Portolés, T., Ibáñez, M., Bustos-lópez, M., Díaz, R., & Botero-coy, A. (2012). Science of the Total Environment Use of time-of- flight mass spectrometry for large screening of organic pollutants in surface waters and soils from a rice production area in Colombia. *Science of the Total Environment*, 439, 249–259. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.036>
- Hildebrandt, A., Guillamón, M., Lacorte, S., Tauler, R., & Barceló, D. (2008). Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). *Water Research*, 42(13), 3315–3326. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.009>
- Hladik, M. L., Hsiao, J. J., & Roberts, A. L. (2005). Are Neutral Chloroacetamide Herbicide Degradates of Potential Environmental Concern ? Analysis and Occurrence in the Upper Chesapeake Bay. *Environ. Sci. Technol*, 39(17), 6561–6574.
- Hou, X., Huang, X., Ai, Z., Zhao, J., & Zhang, L. (2017). Ascorbic acid induced atrazine degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 327, 71–78. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.12.048>
- Hua, W., Bennett, E. R., & R. J. L. (2006). Ozone treatment and the depletion of detectable pharmaceuticals and atrazine herbicide in drinking water sourced from the upper Detroit River , Ontario , Canada. *Water Research*, 40, 2259–2266. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2006.04.033>

- Hua, W. Y., Bennett, E. R., Maio, X. S., Metcalfe, C. D., & Letcher, R. J. (2006). Seasonality effects on pharmaceuticals and S-triazine herbicides in wastewater effluent and surface water from the Canadian side of the upper Detroit River. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(9), 2356–2365. <http://doi.org/10.1897/05-571R.1>
- Huff, T. B., & Foster, G. D. (2011). Parts-per-trillion LC-MS(Q) analysis of herbicides and transformation products in surface water. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 46(8), 723–734. <http://doi.org/10.1080/03601234.2011.603973>
- Inés, R., Valeria, M., & Alberto, D. (2013). Chemosphere Determination of priority pesticides in water samples combining SPE and SPME coupled to GC – MS . A case study : Suquia River basin (Argentina). *Chemosphere*, 90, 1860–1869. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.007>
- Instituto Colombiano Agropecuario (ICA). (2011). *Estadísticas de comercialización de plaguicidas químicos de uso agrícola. Subgerencia de Protección Vegetal Dirección Técnica de Inocuidad e Insumos Agrícolas*. Bogota-Colombia.
- Jablonowski, N., Hamacher, G., Martinazzo, R., Langen, U., Köppchen, S., Hofmann, D., & Burauel, P. (2010). Metabolism and persistence of atrazine in several field soils with different atrazine application histories. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58(24), 12869–12877. <http://doi.org/10.1021/jf103577j>
- Jamil, T. S., Gad-Allah, T. A., Ibrahim, H. S., & Saleh, T. S. (2011). Adsorption and isothermal models of atrazine by zeolite prepared from Egyptian kaolin. *Solid State Sciences*, 13(1), 198–203. <http://doi.org/10.1016/j.solidstatesciences.2010.11.014>
- Jardim, W., Montagner, C., Pescara, I., Umbuzeiro, G., Di Dea Bergamasco, A., Eldridge, M., & Sodré, F. (2012). An integrated approach to evaluate emerging contaminants in drinking water. *Separation and Purification Technology*, 84, 3–8. <http://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.06.020>
- Ji, Y., Ji, Z., Yao, M., Qian, Y., & Peng, Y. (2016). Negative Absorption Peaks in Ultraviolet–Visible Spectrum of Water. *ChemistrySelect*, 1(13), 3443–3448. <http://doi.org/10.1002/slct.201600587>
- Jiang, H., & Adams, C. (2006). Treatability of chloro-s-triazines by conventional drinking water treatment technologies. *Water Research*, 40(8), 1657–1667. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.013>
- Jiménez, G., & Soto, A. (2014). *ANÁLISIS DEL RIESGO AMBIENTAL POTENCIAL POR COMPUESTOS ORGÁNICOS PRESENTES EN AGUAS DEL RÍO CAUCA, A SU PASO POR LA ZONA URBANA DE LA CIUDAD DE CALI (COLOMBIA)*. Universidad de Manizales.
- Jiménez, M., & Vélez, M. (2006). Análisis comparativo de indicadores de la calidad de agua superficial. *Avances En Recursos Hidráulicos*, 14, 53–70.
- Jin, R., & Ke, J. (2002). Impact of atrazine disposal on the water resources of the Yang River in Zhangjiakou area in China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68(6), 893–900. <http://doi.org/10.1007/s00128-002-0038-1>
- Jones, R. M., Graber, J. M., Anderson, R., Rockne, K., Turyk, M., & Stayner, L. T. (2014). Community drinking water quality monitoring data: Utility for public health research and practice. *Journal of Public Health Management and Practice*, 20(2), 210–219. <http://doi.org/10.1097/PHH.0b013e3182980ca2>
- Kalogridi, E. C., Christophoridis, C., Bizani, E., Drimaropoulou, G., & Fytianos, K. (2014). Part I: Temporal and spatial distribution of multiclass pesticide residues in lake sediments of northern Greece: Application of an optimized MAE-LC-MS/MS pretreatment and analytical method. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(12), 7252–7262. <http://doi.org/10.1007/s11356-014-2794-y>
- Key, P. B., Fulton, M. H., Harman-Fetcho, J. A., & McConnell, L. L. (2003). Acetylcholinesterase activity in

- grass shrimp and aqueous pesticide levels from South Florida drainage canals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45(3), 371–377. Retrieved from <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-0141456398&origin=resultslist&sort=plf-t&src=s&st1=Atrazine+AND+%28Surface+water+OR+superficial+water+OR+river+OR+source+of+supply+OR+source+of+water+OR+raw+water%29+AND+%28concentration+OR+determine+OR>
- Kim, C., Eom, J. B., Jung, S., & Ji, T. (2016). Detection of organic compounds in water by an optical absorbance method. *Sensors (Switzerland)*, 16(1), 1–7. <http://doi.org/10.3390/s16010061>
- Konradt-Moraes, L., Bergamasco, R., Tavares, C., Hennig, D., & Carvalho-Bongiovani, M. (2008). GPE 2007 - Utilization of the Coagulation Diagram in the Evaluation of the Natural Organic Matter (NOM) Removal for Obtaining Potable Water. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 6(1), 1–8. <http://doi.org/10.2202/1542-6580.1441>
- Kouras, A., Zouboulis, A., Samara, C., & Kouimtzis, T. (1998a). Removal of pesticides from aqueous solution by combined physicochemical process-the behavior of lindane. *Environmental Pollution*, 103, 193–202. [http://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00124-9](http://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00124-9)
- Kouras, A., Zouboulis, A., Samara, C., & Kouimtzis, T. (1998b). Removal of pesticides from aqueous solutions by combined physicochemical processes—the behaviour of lindane. *Environmental Pollution*, 103(2–3), 193–202. [http://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00124-9](http://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00124-9)
- Kruawal, K., Sacher, F., Werner, A., Jutta, M., & Knepper, T. P. (2005). Chemical water quality in Thailand and its impacts on the drinking water production in Thailand. *Science of the Total Environment*, 340, 57–70. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.08.008>
- Kumar, N., & Balasundaram, N. (2017). Efficiency of PAC in water treatment plant & disposal of its sludge. *International Journal of Applied Engineering Research*, 12(12), 3253–3262.
- Kurt-Karakus, P. B., Teixeira, C., Small, J., Muir, D., & Bidleman, T. F. (2011). Current-use pesticides in inland lake waters, precipitation, and air from Ontario, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(7), 1539–1548. <http://doi.org/10.1002/etc.545>
- Kuster, M., López de Alda, M. J., Barata, C., Raldúa, D., & Barceló, D. (2008). Analysis of 17 polar to semi-polar pesticides in the Ebro river delta during the main growing season of rice by automated on-line solid-phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Talanta*, 75(2), 390–401. <http://doi.org/10.1016/j.talanta.2007.11.027>
- Lazorko, S., & Achari, G. (2009). Atrazine: its occurrence and treatment in water. *Environmental Reviews*, 17, 199–214. <http://doi.org/10.1139/A09-009>
- Lerch, R., & Blanchard, P. (2003). Watershed Vulnerability To Herbicide Transport in Northern Missouri and Southern Iowa Streams. *Environ. Sci. Technol*, 37(5518), 5527. <http://doi.org/Doi 10.1021/Es030431s>
- Lesmes, C., & Binder, C. (2013). Pesticide flow analysis to assess human exposure in greenhouse flower production in Colombia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(4), 1168–85. <http://doi.org/10.3390/ijerph10041168>
- Letterman, R., Hohnson, C., & Viswanathan, S. (2004). Low-level turbidity measurements: a comparison of instruments. *American Water Works Association*, 96(8), 125–137. <http://doi.org/https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2004.tb10684.x>
- Liu, H., Liu, R., Tian, C., Jiang, H., Liu, X., Zhang, R., & Qu, J. (2012). Removal of natural organic matter for controlling disinfection by-products formation by enhanced coagulation: A case study. *Separation and Purification Technology*, 84, 41–45. <http://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.07.009>

- Loos, R., Locoro, G., & Contini, S. (2010). Occurrence of polar organic contaminants in the dissolved water phase of the Danube River and its major tributaries using SPE-LC-MS 2 analysis. *Water Research*, 44(7), 2325–2335. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.035>
- Loos, R., Wollgast, J., Huber, T., & Hanke, G. (2007). Polar herbicides, pharmaceutical products, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoate (PFOA), and nonylphenol and its carboxylates and ethoxylates in surface and tap waters around Lake Maggiore in Northern Italy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387(4), 1469–1478. <http://doi.org/10.1007/s00216-006-1036-7>
- Lovins, W., Duranceau, S., Gonzalez, R., & Taylor, J. (2003). Optimized Coagulation Assessment for a Highly Organic Surface Water Supply. *American Water Works Association Journal*, 95(10), 94–108. <http://doi.org/https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2003.tb10477.x>
- Machado, C. S., Alves, R. I. S., Fregonesi, B. M., Tonani, K. A. A., Martinis, B. S., Sierra, J., ... Segura-Muñoz, S. (2016). Chemical Contamination of Water and Sediments in the Pardo River, São Paulo, Brazil. *Procedia Engineering*, 162, 230–237. <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.046>
- Malakootian, M., & Fatehizadeh, A. (2010). Color Removal From Water By Coagulation/Caustic Soda and Lime. *J. Environ. Health. Sci. Eng*, 7(3), 267–272.
- Mao, R., Wang, Y., Zhang, B., Xu, W., Dong, M., & Gao, B. (2013). Impact of enhanced coagulation ways on flocs properties and membrane fouling: Increasing dosage and applying new composite coagulant. *Desalination*, 314, 161–168. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2013.01.012>
- Martínez, M., Martínez, J., Garrido, A., & Parrilla, P. (1994). Multicomponent determination of atrazine, diuron and chlorpyrifos in groundwaters and soils by spectrophotometry using multivariate calibration. *The Analyst*, 119(6), 1189–1194. <http://doi.org/10.1039/AN9941901189>
- Masiá, A., Campo, J., Vázquez-roig, P., Blasco, C., & Picó, Y. (2013). Screening of currently used pesticides in water, sediments and biota of the Guadalquivir River Basin (Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 263, 95–104. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.09.035>
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 159(2), 189–97. <http://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007>
- Mazloomi, S., Ghodsei, S., & Amraei, P. (2018). Data in Brief Data on the removal of turbidity from aqueous solutions using polyaluminum chloride. *Data in Brief*, 20, 371–374. <http://doi.org/10.1016/j.dib.2018.08.024>
- McConnell, L. L., Harman-Fetcho, J. A., & Hagy, J. D. (2004). Measured Concentrations of Herbicides and Model Predictions of Atrazine Fate in the Patuxent River Estuary. *Journal of Environment Quality*, 33(2), 594. <http://doi.org/10.2134/jeq2004.5940>
- McConnell, L. L., Rice, C. P., Hapeman, C. J., Drakeford, L., Harman-Fetcho, J. A., Bialek, K., ... Allen, G. (2007). Agricultural pesticides and selected degradation products in five tidal regions and the main stem of Chesapeake Bay, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(12), 2567–2578. <http://doi.org/10.1897/06-655.1>
- Meffe, R., & de Bustamante, I. (2014). Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: a first overview of the situation in Italy. *The Science of the Total Environment*, 481, 280–95. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.053>
- Mendas, G., Vuletic, M., Galic, N., & Drevenkar, V. (2012). Urinary metabolites as biomarkers of human exposure to atrazine: Atrazine mercapturate in agricultural workers. *Toxicology Letters*, 210(2), 174–181.

<http://doi.org/10.1016/j.toxlet.2011.11.023>

- Metcalfe, C. D., Sultana, T., Li, H., & Helm, P. A. (2016). Current-use pesticides in urban watersheds and receiving waters of western Lake Ontario measured using polar organic chemical integrative samplers (POCIS). *Journal of Great Lakes Research*, 42(6), 1432–1442. <http://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.08.004>
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT). Resolución 2115 (2007). Colombia. Retrieved from http://www.aguasyaguas.com.co/calidad_agua/images/descargas/res_2115_220707.pdf
- Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible. Decreto 050 de 2018 (2018). Colombia. Retrieved from <http://es.presidencia.gov.co/normativa/normativa/DECRETO 50 DEL 16 ENERO DE 2018.pdf>
- Mitchell, C., Brodie, J., & White, I. (2005). Sediments , nutrients and pesticide residues in event flow conditions in streams of the Mackay Whitsunday Region , Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 23–36. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.036>
- Molina-Morales, Y., Flores-García, M., Balza-QUintero, A., Benítez-Díaz, P., & Miranda-Contreras, L. (2012). NIVELES DE PLAGUICIDAS EN AGUAS SUPERFICIALES DE UNA REGIÓN AGRÍCOLA DEL ESTADO MÉRIDA, VENEZUELA, ENTRE 2008 Y 2010. *Int. Contam. Ambien*, 28(4), 289–301.
- Montgomery, D. (2012). *Design and analysis of experiments*. (John Wiley & Sons, Ed.) (8th editio). Arizona.
- Montgomery, D., & Runger, G. C. (2012). *Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería*. (McGRAW-HILL, Ed.). Retrieved from <https://books.google.com/books?id=B2fkPQAACAAJ&pgis=1>
- Montoya, C., Loaiza, D., Torres, P., Cruz, C., & Escobar, J. (2011, November 7). Efecto del incremento en la turbiedad del agua cruda sobre la eficiencia de procesos convencionales de potabilización (effect of increase of raw water turbidity on efficiency of conventional drinking water treatment processes). *Revista EIA*. Retrieved from <http://repository.eia.edu.co/revistas/index.php/reveia/article/view/438>
- Moore, M. T., Jr, R. E. L., Knight, S. S., Jr, S. S., & Cooper, C. M. (2007). Assessment of pesticide contamination in three Mississippi Delta oxbow lakes using *Hyaella azteca*. *Chemosphere*, 67, 2184–2191. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.026>
- Narita, K., Matsui, Y., Iwao, K., Kamata, M., Matsushita, T., & Shirasaki, N. (2014). Selecting pesticides for inclusion in drinking water quality guidelines on the basis of detection probability and ranking. *Environment International*, 63, 114–20. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2013.10.019>
- Niño, Y. (2010). *Determinación del nivel de exposición a plaguicidas por consumo de agua de pozo y la relación con los posibles efectos en la salud de la población residente en la vereda chorrillos del sector rural de Suba*. Universidad Nacional de Colombia. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/3968/1/598233.2011.pdf>
- Nivia, E. (2000). *Mujeres y Plaguicidas, una mirada a la situación actual, tendencias y riesgos de los plaguicidas - Colombia*. Palmira: RAPALMIRA.
- Nogueira, E. N., Dorés, E. F. G. C., Pinto, A. A., Amorim, R. S. S., Ribeiro, M. L., & Lourencetti, C. (2012). Currently used pesticides in water matrices in central-western Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 23(8), 1476–1487. <http://doi.org/10.1590/S0103-50532012005000008>
- OPS. (1987). *Guías para la calidad del agua potable, Número 481, Volumen 3*. (P. A. H. Org, Ed.). Retrieved from <https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=X9QgncMbnsYC&pgis=1>
- Ormad, M., Miguel, N., Claver, A., Matesanz, J., & Ovelleiro, J. (2008). Pesticides removal in the process of drinking water production. *Chemosphere*, 71(1), 97–106. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.10.006>

- Ouyang, W., Cai, G., Tysklind, M., Yang, W., Hao, F., & Liu, H. (2017). Temporal-spatial patterns of three types of pesticide loadings in a middle-high latitude agricultural watershed. *Water Research*. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.023>
- Pal, A., Gin, K. Y., Lin, A., & Reinhard, M. (2010). Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: review of recent occurrences, sources, fate and effects. *The Science of the Total Environment*, 408(24), 6062–9. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.09.026>
- Palma, P., Kuster, M., Alvarenga, P., Palma, V. L., Fernandes, R. M., Soares, A. M. V. M., ... Barbosa, I. R. (2009). Risk assessment of representative and priority pesticides , in surface water of the Alqueva reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environment International*, 35(3), 545–551. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2008.09.015>
- Palma, Patrícia, Alvarenga, P., Palma, V., Matos, C., Fernandes, R. M., Soares, A., & Barbosa, I. R. (2010). Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach : a case study of the Alqueva Reservoir (Portugal). *Environ. Sci Pollut Res*, 17, 703–716. <http://doi.org/10.1007/s11356-009-0143-3>
- Papadakis, Emmanouel, Vryzas, Z., Kotopoulou, A., Kintzikoglou, K., Makris, K., & Papadopoulou-mourkidou, E. (2015). Ecotoxicology and Environmental Safety A pesticide monitoring survey in rivers and lakes of northern Greece and its human and ecotoxicological risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 116, 1–9. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.033>
- Papadakis, Emmanouil, Tsaboula, A., Kotopoulou, A., Kintzikoglou, K., Vryzas, Z., & Papadopoulou, E. (2015). Pesticides in the surface waters of Lake Vistonis Basin, Greece: Occurrence and environmental risk assessment. *The Science of the Total Environment*, 536, 793–802. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.099>
- Parlamento Europeo, & Consejo de la Unión Europea. (2013). Directiva 2013/39/UE, 1–17.
- Peng, Y., Fang, W., Krauss, M., Brack, W., Wang, Z., Li, F., & Zhang, X. (2018). Screening hundreds of emerging organic pollutants (EOPs) in surface water from the Yangtze River Delta (YRD): Occurrence, distribution, ecological risk. *Environmental Pollution*, 241, 484–493. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.061>
- Pérez-vidal, A., Torres-lozada, P., & Escobar-rivera, J. (2016). Hazard identification in watersheds based on water safety plan approach : case study of Cali-Colombia. *Environmental Engineering and Management Journal*, 15(4), 861–872. <http://doi.org/10.30638/eemj.2016.093>
- Pierre, F., & Betancourt, P. (2007). RESIDUOS DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS Y ORGANOFOSFORADOS EN EL CULTIVO DE CEBOLLA EN LA DEPRESIÓN DE QUÍBOR, VENEZUELA. *Bioagro*, 19(2), 69–78. Retrieved from [http://www.ucla.edu.ve/bioagro/Rev19\(2\)/2. Residuos de plaguicidas.pdf](http://www.ucla.edu.ve/bioagro/Rev19(2)/2.Residuos%20de%20plaguicidas.pdf)
- Preez, L. H. Du, Rensburg, P. J. J. Van, Jooste, A. M., Carr, J. A., Giesy, J. P., Gross, T. S., ... Solomon, K. R. (2005). Seasonal exposures to triazine and other pesticides in surface waters in the western Highveld corn-production region in South Africa. *Environmental Pollution*, 135, 131–141. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.09.019>
- PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA DE COLOMBIA. DECRETO NÚMERO 1575 DE 2007: Por el cual se establece el Sistema para la Protección y Control de la Calidad del Agua para Consumo Humano (2007). Retrieved from http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/decretos/2007/dec_1775_2007.pdf
- Qin, J., Oo, M., Kekre, K., Knops, F., & Miller, P. (2006). Impact of coagulation pH on enhanced removal of natural organic matter in treatment of reservoir water. *Separation and Purification Technology*, 49(3),

295–298. <http://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.09.016>

- Randtke, S. (1988). Organic Contaminant Removal by Coagulation and Related Process Combinations on JSTOR. *American Water Works Association*, 80(5), 40–56. Retrieved from http://www.jstor.org/stable/41292161?seq=1#page_scan_tab_contents
- Reilly, T. J., Smalling, K. L., Orlando, J. L., & Kuivila, K. M. (2012). Chemosphere Occurrence of boscalid and other selected fungicides in surface water and groundwater in three targeted use areas in the United States. *Chemosphere*, 89(3), 228–234. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.023>
- Rico, R., Arias, J., Pérez, I., Alvarado, J., & Retes, J. (2012). Adverse Effects of Herbicides on Freshwater Zooplankton. *Herbicides – Properties, Synthesis and Control of Weeds*. Retrieved from <http://cdn.intechweb.org/pdfs/25632.pdf>
- Rimayi, C., Odusanya, D., Weiss, J. M., de Boer, J., & Chimuka, L. (2018). Seasonal variation of chloro-s-triazines in the Hartbeespoort Dam catchment, South Africa. *Science of the Total Environment*, 613–614, 472–482. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.119>
- Rodriguez-Mozaz, S., López de Alda, M. J., & Barceló, D. (2004). Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction-liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1045(1–2), 85–92. <http://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.06.040>
- Sabik, H., Rondeau, B., Gagnon, P., Jeannot, R., & Dohrendorf, K. (2003). Simultaneous filtration and solid-phase extraction combined with large-volume injection in GC/MS for ultra-trace analysis of polar pesticides in surface water. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 83(6), 457–468. <http://doi.org/10.1080/0306731031000104696>
- Saeid, F., Bahador, N., Abdalmajid, F., & Nezamaddin, N. (2017). Removal of Natural Organic Matter (NOM), Turbidity , and Color of Surface Water by Integration of Enhanced Coagulation Process and Direct Filtration, 5, 108–113.
- Sadrnourmohamadi, M., & Gorczyca, B. (2015). Removal of Dissolved Organic Carbon (DOC) from High DOC and Hardness Water by Chemical Coagulation: Relative Importance of Monomeric, Polymeric, and Colloidal Aluminum Species. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, 50(13), 2075–2085. <http://doi.org/10.1080/01496395.2015.1014494>
- Salvadó, V., Quintana, X. D., & Hidalgo, M. (2006). Monitoring of Nutrients , Pesticides , and Metals in Waters , Sediments , and Fish of a Wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, 386, 377–386. <http://doi.org/10.1007/s00244-005-0107-7>
- Sanches, S., Penetra, A., Rodrigues, A., Ferreira, E., Cardoso, V., Benoliel, M., ... Crespo, J. (2012). Nanofiltration of hormones and pesticides in different real drinking water sources. *Separation and Purification Technology*, 94, 44–53. <http://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.04.003>
- Sánchez-Camazano, M., Lorenzo, L. F., & Sánchez-Martín, M. J. (2005). Atrazine and alachlor inputs to surface and ground waters in irrigated corn cultivation areas of Castilla-Leon Region, Spain. *Environmental Monitoring and Assessment*, 105(1–3), 11–24. <http://doi.org/10.1007/s10661-005-2814-y>
- Sánchez, M., & Sánchez, M. (1984). Los plaguicidas, adsorción y evolución en el suelo. Salamanca: Instituto de recurso naturales y agrobiología. Retrieved from <http://digital.csic.es/bitstream/10261/12919/1/plaguicidas.pdf>
- Sandoval, M., & Ramirez, C. (2007). *El rio Cauca en su valle alto: Un aporte al conocimiento de uno de los rios más importantes de Colombia*. Corporación Autónoma regional del Valle del Cauca-CVC. Dirección

- Sandoval, M., & Ramírez, C. (2007). El Río Cauca en su valle alto: Un aporte al conocimiento de uno de los ríos más importantes de Colombia. Cali - Colombia: CVC - Universidad del Valle.
- Saraiva, A., Leão, M., Vianna, M., da Costa, E., De Oliveira, M., Amaral, N., ... Amaral, N. (2013). Efficiency of conventional drinking water treatment process in the removal of endosulfan, ethylenethiourea, and 1,2,4-triazole. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 62(6), 367–376. <http://doi.org/10.2166/aqua.2013.042>
- Sarkar, B., Venkateswralu, N., Rao, R., Bhattacharjee, C., & Kale, V. (2007). Treatment of pesticide contaminated surface water for production of potable water by a coagulation-adsorption-nanofiltration approach. *Desalination*, 212(1–3), 129–140. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2006.09.021>
- Segura, P. A., Macleod, S. L., Lemoine, P., Sauvé, S., & Gagnon, C. (2011). Chemosphere Quantification of carbamazepine and atrazine and screening of suspect organic contaminants in surface and drinking waters. *Chemosphere*, 84(8), 1085–1094. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.056>
- Servicio de información Comunitario sobre Investigación y Desarrollo (CORDIS). (2011). Un estudio confirma la relación entre el herbicida atrazina y problemas de reproducción.
- Shabeer, T., Saha, A., Gajbiye, V., Gupta, S., Manjaiah, K., & Varghese, E. (2014). Simultaneous removal of multiple pesticides from water: Effect of organically modified clays as coagulant aid and adsorbent in coagulation–flocculation process. *Environmental Technology*, 35(20), 2619–2627. <http://doi.org/10.1080/09593330.2014.914573>
- Sharma, R., Kumar, A., & Joseph, P. (2008). Removal of atrazine from water by low cost adsorbents derived from agricultural and industrial wastes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80(5), 461–464. <http://doi.org/10.1007/s00128-008-9389-6>
- Sharp, E., Parsons, S., & Jefferson, B. (2006). The impact of seasonal variations in DOC arising from a moorland peat catchment on coagulation with iron and aluminium salts. *Environmental Pollution*, 140(3), 436–443. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.08.001>
- Shipitalo, M., & Owens, L. (2003). Atrazine, deethylatrazine, and deisopropylatrazine in surface runoff from conservation tilled watersheds. *Environmental Science and Technology*, 37(5), 944–950. <http://doi.org/10.1021/es020870b>
- Silva, E., Daam, M., & Cerejeira, M. (2015). Aquatic risk assessment of priority and other river basin specific pesticides in surface waters of Mediterranean river basins. *Chemosphere*, 135, 394–402. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.013>
- Siripattanakul, S., Wirojanagud, W., McEvoy, J. M., Casey, F. X. M., & Khan, E. (2008). Atrazine remediation in agricultural infiltrate by bioaugmented polyvinyl alcohol immobilized and free *Agrobacterium radiobacter* J14a. *Water Science and Technology*, 58(11), 2155–2163. <http://doi.org/10.2166/wst.2008.810>
- Sistema Unico de información de Servicios Públicos (SUI). (2010). Reportes Sección Técnico Operativo-Plantas de potabilización.
- Skark, C., Zullei-Seibert, N., Willme, U., Gatzemann, U., & Schlett, C. (2004). Contribution of non-agricultural pesticides to pesticide load in surface water. *Pest Management Science*, 60(6), 525–530. <http://doi.org/10.1002/ps.844>
- Smalling, K. L., Reeves, R., Muths, E., Vandever, M., Battaglin, W. A., Hladik, M. L., & Pierce, C. L. (2015). Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture.

- Science of the Total Environment*, 502, 80–90. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.114>
- Sousa, A. S., Duaví, W. C., Cavalcante, R. M., Milhome, M. A. L., & Do Nascimento, R. F. (2016). Estimated Levels of Environmental Contamination and Health Risk Assessment for Herbicides and Insecticides in Surface Water of Ceará, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96(1), 90–95. <http://doi.org/10.1007/s00128-015-1686-2>
- Stackelberg, P., Gibs, J., Furlong, E., Meyer, M., Zaugg, S., & Lippincott, R. (2007). Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. *Science of the Total Environment*, 377(2–3), 255–272. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.095>
- Struger, J., & Fletcher, T. (2007). Occurrence of Lawn Care and Agricultural Pesticides in the Don River and Humber River Watersheds (1998 – 2002). *Journal of Great Lakes Research*, 33(4), 887–905. [http://doi.org/10.3394/0380-1330\(2007\)33](http://doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33)
- Struger, J., Italien, S. L., & Sverko, E. (2004). In-use Pesticide Concentrations in Surface Waters of the Laurentian Great Lakes , 1994 – 2000. *Journal of Great Lakes Research*, 30(3), 435–450. [http://doi.org/10.1016/S0380-1330\(04\)70360-3](http://doi.org/10.1016/S0380-1330(04)70360-3)
- Stueber, A. M., & Criss, R. E. (2005). ORIGIN AND TRANSPORT OF DISSOLVED CHEMICALS IN A KARST WATERSHED , SOUTHWESTERN ILLINOIS 1. *Journal of the American Water Resources Association*, 4899, 267–290.
- Superintendencia Industria y comercio. (2013). Estudios económicos estadísticos. Estudio sobre plaguicidas en Colombia. Estudio elaborado por el grupo de Estudios económicos.
- Tagert, M. L. M., Massey, J. H., & Shaw, D. R. (2014). Water quality survey of Mississippi's Upper Pearl River. *Science of the Total Environment*, 481(1), 564–573. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.084>
- Tankiewicz, M., Fenik, J., & Biziuk, M. (2010). Determination of organophosphorus and organonitrogen pesticides in water samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29(9), 1050–1063. <http://doi.org/10.1016/j.trac.2010.05.008>
- Ternes, T. A., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H. J., Haist-Gulde, B., ... Zulei-Seibert, N. (2002). Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environmental Science and Technology*, 36(17), 3855–3863. <http://doi.org/10.1021/es015757k>
- Thi, L., Tam, M., Dan, N. P., Tuc, D. Q., Ngo, H. H., Hong, D., & Chi, L. (2016). Presence of e-EDCs in surface water and effluents of pollution sources in Sai Gon and Dong Nai river basin. *Sustainable Environment Research*. <http://doi.org/10.1016/j.serj.2015.09.001>
- Thomas, O., & Burgess, C. (Eds.). (2007). *UV-visible Spectrophotometry of Water and Wastewater* (Primera).
- Tomaszewska, M., Mozia, S., & Morawski, A. (2004). Removal of organic matter by coagulation enhanced with adsorption on PAC. *Desalination*, 161, 79–87. Retrieved from http://ac.els-cdn.com/S0011916404900422/1-s2.0-S0011916404900422-main.pdf?_tid=85fbc8e-dbde-11e5-a650-00000aacb35e&acdnat=1456418628_770b68581de420909ad1455089067216
- Torres, P., Cruz, C., González, M., Gutierrez, H., Barba, L., Escobar, J., & Delgado, L. (2008). Reducción de pentaclorofenol en el agua cruda del río Cauca mediante adsorción con carbón activado en procesos de potabilización. *Ingeniería e Investigación*, 28(3), 92–95. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/iei/v28n3/v28n3a13.pdf>
- Torres, P., Cruz, C., Patiño, P., Carlos, J., & Pérez, A. (2010). Aplicación de índices de calidad de agua - ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e Investigación*, 30(3), 86–95.

- Triana, J. (2015). Factores que inciden en la calidad del agua. In *I Congreso Interamericano de Agua Potable*. Panamá: I Congreso Interamericano de Agua Potable, XIX Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Retrieved from <https://slidex.tips/download/factores-que-inciden-en-la-calidad-del-agua>
- Udiković, N., Scott, C., & Martin, F. (2012). Evolution of atrazine-degrading capabilities in the environment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 96(5), 1175–1189. <http://doi.org/10.1007/s00253-012-4495-0>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1999). *Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual*. (O. of Water, Ed.). Retrieved from <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/200021WV.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2009). EPA 816-F-09-004, National Primary Drinking Water Regulations.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), & EPA. (1998). *Optimizing Water Treatment Plant Performance Using the Composite Correction Program*. Center for Environmental Research, Information, Technology Transfer and Support Division (1998 Editi). Cincinnati: EPA/625/6-91/027.
- Uyak, V., Yavuz, S., Toroz, I., Ozaydin, S., & Genceli, E. A. (2007). Disinfection by-products precursors removal by enhanced coagulation and PAC adsorption. *Desalination*, 216(1–3), 334–344. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2006.11.026>
- Valverde, K., Nishi, L., Marquetotti, A., Carvalho, M., Ferri, P., Scaramal, G., ... Bergamasco, R. (2015). Optimization of process conditions in water treatment through coagulation diagrams, using Moringa oleifera Lam and aluminium sulphate. *Desalination and Water Treatment*, 56(7), 1787–1792. <http://doi.org/10.1080/19443994.2014.960470>
- Vieira, M. G., Steinke, G., Arias, J. L. D. O., Primel, E. G., & Cabrera, L. D. C. (2017). Avaliação da Contaminação por Agrotóxicos em Mananciais de Municípios da Região Sudoeste do Paraná. *Revista Virtual de Química*, 9(5), 1800–1812. <http://doi.org/10.21577/1984-6835.20170105>
- Volk, C. (2000). Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. *Water Research*, 34(12), 3247–3257. [http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00033-6](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00033-6)
- Volk, Christian, Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G., & Lechevallier, M. (2000). Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. *Water Research*, 34(12), 3247–3257. [http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00033-6](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00033-6)
- Wan, M. T., Kuo, J. N., McPherson, B., & Pasternak, J. (2006). Agricultural pesticide residues in farm dirches of the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 41(6), 855–867. <http://doi.org/10.1080/03601230600805931>
- Wang, B., Kong, D., Lu, J., & Zhou, Q. (2015). Transformation of sulfonylurea herbicides in simulated drinking water treatment processes. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(5), 3847–3855. <http://doi.org/10.1007/s11356-014-3642-9>
- Washington, M. T., Moorman, T. B., Soupier, M. L., Shelley, M., & Morrow, A. J. (2018). Science of the Total Environment Monitoring tylosin and sulfamethazine in a tile-drained agricultural watershed using polar organic chemical integrative sampler (POCIS). *Science of the Total Environment*, 612, 358–367. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.090>

- Westerhoff, P., Yoon, Y., Snyder, S., & Wert, E. (2005). Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes. *Environmental Science and Technology*, 39(17), 6649–6663. <http://doi.org/10.1021/es0484799>
- Whitall, D., Hively, W. D., Leight, A. K., Hapeman, C. J., McConnell, L. L., Fisher, T., ... Bialek, K. (2010). Pollutant fate and spatio-temporal variability in the choptank river estuary: Factors influencing water quality. *Science of the Total Environment*, 408(9), 2096–2108. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.01.006>
- WHO, & World Health Organization (WHO). Atrazine in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality (2003). Geneva. Retrieved from http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/atrazinerev0305.pdf
- Wilson, P. C., & Boman, B. J. (2011). Characterization of selected organo-nitrogen herbicides in south florida canals: Exposure and risk assessments. *Science of the Total Environment*, 412–413, 119–126. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.058>
- World Health Organization (WHO). (2008). WHO guidelines for drinking-water quality. *WHO Chronicle*. [http://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00006-6](http://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00006-6)
- World Health Organization (WHO). (2011). WHO guidelines for drinking-water quality. *WHO Chronicle*, 38(3), 104–108. [http://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00006-6](http://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00006-6)
- World Health Organization (WHO). (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano* (Cuarta edi).
- Woudneh, M., Sekela, M., Tuominen, T., & Gledhill, M. (2009). Pesticide Multiresidues in Waters of the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. Part I. Surface Water. *Journal of Environment Quality*, 38(1), 940–947. <http://doi.org/10.1016/j.chroma.2006.10.081>
- Wu, C., Hill, H., & Gamerdinger, A. (1998). Electrospray Ionization-Ion Mobility Spectrometry as a Field Monitoring Method for the Detection of Atrazine in Natural Water. *Field Analytical Chemistry and Technology*, 2(3), 155–161. [http://doi.org/10.1002/\(SICI\)1520-6521\(1998\)2:3<155::AID-FACT4<3.0.CO;2-U](http://doi.org/10.1002/(SICI)1520-6521(1998)2:3<155::AID-FACT4<3.0.CO;2-U)
- Xia, P., Ye, H., & Feng, J. (2011). Comparison of the coagulation effects on different coagulants in raw water treatment. In *2011 International Conference on Electrical and Control Engineering, ICECE 2011 - Proceedings* (pp. 3403–3405). IEEE. <http://doi.org/10.1109/ICECENG.2011.6058440>
- Xiao, F., Simcik, M., & Gulliver, J. (2013). Mechanisms for removal of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) from drinking water by conventional and enhanced coagulation. *Water Research*, 47(1), 49–56. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.024>
- Yan, M., Wang, D., Qu, J., Ni, J., & Chow, C. (2008). Enhanced coagulation for high alkalinity and micro-polluted water: the third way through coagulant optimization. *Water Research*, 42(8–9), 2278–86. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2007.12.006>
- Yanza-lópez, J., Rivera-hernández, R., Gómez-torres, L., & Zafra-mejía, C. (2019). Evaluation of FeCl₃ and PAC for the potabilization of water with high content of color and low turbidity. *TecnoLógicas*, 22(45), 9–20. <http://doi.org/10.22430/22565337.1085>
- Ye, X., Chen, D., Li, K., Wang, B., & Hopper, J. (2006). Photolytic Treatment of Atrazine-Contaminated Water : Products , Kinetics and Reactor Design Photolytic Treatment of Atrazine-Contaminated Water : Products , Kinetics and Reactor Design. *Water Environment Research*, (2003), 1–25. <http://doi.org/10.2175/106143007X194338>
- Yonge, D. (2011). *A comparison of aluminum and iron-based coagulants for treatment of surface water in*

Sarasota County, Florida. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science. University of Central Florida Orlando, Florida.

- Yoon, Y., Ryu, J., Oh, J., Choi, B. G., & Snyder, S. A. (2010). Occurrence of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals, and personal care products in the Han River (Seoul, South Korea). *Science of the Total Environment*, 408(3), 636–643. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.049>
- Zerbatto, M., Carrera, E., Eliggi, M., Modini, L., Vaira, S., Nosedá, J., & Abramovich, B. (2009). Cloruro Férrico para la coagulación optimizada y remoción de enteroparásitos en agua. *AUGMDOMUS*, 1, 18–26. Retrieved from <http://www.revistas.unlp.edu.ar/domus/article/viewFile/73/40>
- Zhan, X., Gao, B., Yue, Q., Liu, B., Xu, X., & Li, Q. (2010a). Removal natural organic matter by coagulation-adsorption and evaluating the serial effect through a chlorine decay model. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1–3), 279–286. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.132>
- Zhan, X., Gao, B., Yue, Q., Liu, B., Xu, X., & Li, Q. (2010b). Removal natural organic matter by coagulation-adsorption and evaluating the serial effect through a chlorine decay model. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1–3), 279–286. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.132>
- Zhao, Y., Xiao, F., Wang, D., Yan, M., & Bi, Z. (2013). Disinfection byproduct precursor removal by enhanced coagulation and their distribution in chemical fractions. *Journal of Environmental Sciences*, 25(11), 2207–2213.
- Zhao, Z., Jiang, Y., Li, Q., Cai, Y., Yin, H., Zhang, L., & Zhang, J. (2017). Spatial correlation analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments between Taihu Lake and its tributary rivers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142, 117–128. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.039>
- Zheng, L., Zhang, Y., Yan, Z., Zhang, J., Li, L., Zhu, Y., ... Liu, Z. (2017). Derivation of predicted no-effect concentration and ecological risk for atrazine better based on reproductive fitness. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142(April), 464–470. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.006>
- Zhou, R., Zhu, L., Yang, K., & Chen, Y. (2006). Distribution of organochlorine pesticides in surface water and sediments from Qiantang River, East China. *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 68–75. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.005>
- Zou, J., Tang, X., Yu, M., Zhou, J., Wang, F., He, J., & Yuan, Y. (2014). Study on removing atrazine and chlorothalonil in raw water in reservoirs in North China by PAC adsorption and enhanced coagulation. *Advanced Materials Research*, 989–994, 853–858. <http://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.989-994.853>

9. ANEXOS

ANEXO A. Identificación de las concentraciones típicas posibles de encontrar en fuentes de agua superficial en el mundo

Tabla 1-A. Concentraciones de Atrazina encontradas en 95 publicaciones

Número	Tiempo de muestreos	Ubicación geográfica	Fuente de agua superficial	Concentración (µg/L)	Referencia
1	1995 - 2000	Ohio (área de cultivo de maíz y soja) - Estados Unidos - América	Cuenca Experimental de los Apalaches del Norte	0.1 - 1000	(Shipitalo & Owens, 2003)
2	1978	Iowa (área de cultivo de maíz y soja) - Estados Unidos - América	Embalse Saylorville	0.05 - 1.2	(Chung & Gu, 2003)
3	1996-1999	Norte de Missouri y el sur de Iowa - Estados Unidos - América	20 arroyos, y 1 salida de depósito	3.8 - 6.3	(Lerch & Blanchard, 2003)
4	2003	Florida - Estados Unidos - América	Nueve canales de Agua dulce	0.029	(Key <i>et al.</i> , 2003)
5	1983 - 1999	Portugal - Europa	Cuencas: Tejo, Douro, Guadiana, Sado, Mondego	Máximo 0.63	(Cerejeira <i>et al.</i> , 2003)
6	-	Quebec - Canadá - América	Cuenca St. Lawrence (Bocatoma PTAP Quebec)	0.026 - 0.091	(Sabik <i>et al.</i> , 2003)
7	2001 - 2002	Campos de los Goytacazes, Río de Janeiro - Brasil - América	-	0.231	(Débora De A. Azevedo <i>et al.</i> , 2004)
8	1994 - 2000	Huron, Erie - Canadá - América	Lagos de Ontario	Máx. 0.001039	(Struger <i>et al.</i> , 2004)
9	2002 - 2003	Hong Kong - China - Asia	Reservorio Shing Mun Río Lam Tsuen (2002) Río Lam Tsuen (2003)	0.0034 - 0.0042 0.0078 - 0.0121 0.015 - 0.026	(Cai <i>et al.</i> , 2004)
10	1992 - 2001	Áreas rurales al noroeste de la ciudad de Zagreb y en el área de la ciudad - Croacia - Europa	1992-1995 Krapina river Sutla river Streams between the Sutla and Krapina rivers 2001 Sutla and Krapina rivers	0.02-4.35 0.04-3.02 0.05-8.28 0.02-0.11	(Drevenkar <i>et al.</i> , 2004)
11	1996	Región del Atlántico Medio de los Estados Unidos - América	Río Patuxent: Estuario	0.024 - 1.29	(McConnell <i>et al.</i> , 2004)
12	1994-1996	Schwerte - Alemania - Europa	Dos arroyos tributarios del río Ruhr	0.8	(Skark <i>et al.</i> , 2004)
13	2002	Cataluña - España - Europa	Río Llobregat	0.463	(Rodríguez-Mozaz <i>et al.</i> , 2004)
14	1998 - 2000	Florida del Sur - Estados Unidos - América	Canal C111 hacia la bahía de florida	0.337	(Fulton <i>et al.</i> , 2004)
15	2000 - 2001	Sureste de Illinois - Estados Unidos - América	Cuenca Fountain Creek	0.59 - 22	(Stueber & Criss, 2005)
16	2000-2001	Chile - América	río Chillán	0.216 - 1.32	(Cooman <i>et al.</i> , 2005)
17	2001 - 2002	Región occidental de Highveld - Sudáfrica - África	Áreas de cultivo de maíz Áreas de no cultivo de maíz	1.2 - 9.3 0.39 - 0.84	(Preez <i>et al.</i> , 2005)
18	-	Tailandia - Asia	Río Chao Praya (Antes de entrada a canal de agua sin procesar y antes de drenar la salida en Golfo de Tailandia)	0.062 - 0.086	(Kruawal <i>et al.</i> , 2005)
19	1995 - 2001	Delaware, Illinois, Indiana, Iowa, Kansas, Maryland, Minnesota,	-	0.1 - 3	(Hackett <i>et al.</i> , 2005)

Número	Tiempo de muestreos	Ubicación geográfica	Fuente de agua superficial	Concentración (µg/L)	Referencia
		Missouri, Nebraska, Ohio, Pennsylvania, and Wisconsin - Estados Unidos - América			
20	1997-1998	Castilla León - España - Europa	Áreas de cultivo de maíz	0.04 - 25.3	(Sánchez-Camazano <i>et al.</i> , 2005)
21	2003	Maryland, Virginia - Estados Unidos - América	Estuario, bahía de Chesapeake	0 - 0.15	(Hladik <i>et al.</i> , 2005)
22	2002 - 2003	North Queensland - Australia - Oceanía	Dumbleton Mia Mia y Gargett Arroyo Gooseponds	0.29 - 1.30 0.07 - 0.20 0.67 - 2.1	(Mitchell <i>et al.</i> , 2005)
23	2002 - 2003	Windsor, Ontario - Canadá -América	Bocatoma PTAP A. H. Weeks (Río Detroit)	0.0001 - 0.0016	(Wenyi Hua <i>et al.</i> , 2006)
24	2002 - 2003	España - Europa	Río Ebro	0.012 - 0.17	(Gómez-Gutiérrez <i>et al.</i> , 2006)
25	2004	Sureste de Estados unidos - América	Lago o reservorio Sistema de ríos y corrientes	0.4 - 3.6 0.2 - 3	(Graziano <i>et al.</i> , 2006)
26	2004	Turopolje, Área de producción de maíz - Croacia - Europa	Lago Cice Río Sava-Odra Canal a una granja Río Sava-Odra 1km de la granja Río Obdine Canal a 1 Km del camino Río Obdine Canal a 2 Km del camino Lago Lomnica	0.08 - 0.12 0.15 - 0.25 0.12 - 0.8 0.3 - 1 1.1 - 1.2 0.08 - 0.12	(Gojmerac <i>et al.</i> , 2006)
27	2002 - 2003	Canadá -América	Río Detrot	0.03 - 0.2	(Wen Yi Hua <i>et al.</i> , 2006)
28	1996 -1997	Parque natural de las Marismas del Ampurdán - España - Europa	Reserva de agua dulce Reserva de agua salobre Canales de suministro	0.07 0.07 0.14	(Salvadó <i>et al.</i> , 2006)
29	2003	Río Grade do Sul - Brasil - América	Cuenca del agudo Octubre 5 de 2003 Octubre 15 de 2003 Diciembre 15 de 2003	0.27 - 0.37 -0.63 0.19 - 0.20 0.29	(Bortoluzzi <i>et al.</i> , 2006)
30	2003 - 2004	Columbia británica - Canadá -América	Efluentes de granjas al río Fraser 2003 2004	0.3 0.2	(Wan <i>et al.</i> , 2006)
31	2001 - 2004	España - Europa	Río Cinca at Fraga (Huesca) Río Segre at Serós (Lérida) Río Arba en Gallur (Zaragoza) Río Jalón en Grisén (Zaragoza) Río Ebro at Pignatelli (Huesca) Río Ebro at Ascó (Tarragona) Río Clamor Amarga enZaidín (Huesca) Río Alcanadre en Ontiñena (Huesca)	0.108 0.100 0.341 0.069 0.052 0.086 0.451 0.352	(Claver <i>et al.</i> , 2006)
32	2001 -2002	Rio Grande do Sul - Brasil - América	La Nueva Boemia	0.13	(Bortoluzzi <i>et al.</i> , 2007)
33	2006	Italia septentrional - Europa	Lago Maggiore	0.005	(Loos <i>et al.</i> , 2007)
34	2004	Estados Unidos - América	Río Chester, Cuenca de la Bahía de Chesapeake	0.82	(McConnell <i>et al.</i> , 2007)

Número	Tiempo de muestreos	Ubicación geográfica	Fuente de agua superficial	Concentración (µg/L)	Referencia
35	2001 - 2002	Río Grade do Sul - Brasil - América	Cuenca La Nova Boemia (Municipio Agudo) Etapa de cultivo de tabaco	0.48	(Bortoluzzi <i>et al.</i> , 2007)
			Cuencua Cândido Brum (Municipio Arvorezinha) Etapa de cultivo de tabaco	0.82	
			cuencua del Passo do Meio (Municipio Cristal) Etapa de cultivo de tabaco	0.13	
36	2004 - 2005	Sao Paulo - Brasil - América	Río Corumbataí	0.6 - 2.7	(De Armas <i>et al.</i> , 2007)
37	2004 - 2005	Francia/ Suiza - Europa	Lago Geneva Abril 2004 Septiembre 2004 Abril 2005	0.030 - 0.032 0.017-0.028 0.022 - 0.024	(Chèvre <i>et al.</i> , 2007)
38	1998 - 2002	Ontario - Canadá -América	Río Don y Río Humber	0.05	(Struger & Fletcher, 2007)
39	2000 - 2001	Estados Unidos - América	Río Mississippi Lago Deep Hollow Lake Beasley Lago Thighman	<LD 0.187 0.033 - 0.108	(Moore <i>et al.</i> , 2007)
40	2005	España - Europa	Delta del río Ebro	0.901	(Kuster <i>et al.</i> , 2008)
41	2000 - 2001	España - Europa	Cuenca Duero Cuenca Ebro Cuenca Miño	0.11 0.13 0.03	(Hildebrandt <i>et al.</i> , 2008)
42	2006 - 2007	Portugal - Europa	Estaciones embalse de Alqueva Álamos Alcarrache Mourao Montante Juzante Lucefécit M. Barcas Sra. Ajuda Ardila	0.126 1.084 0.196 0.150 0.137 0.325 0.144 0.199 0.066	(P Palma <i>et al.</i> , 2009)

Número	Tiempo de muestreos	Ubicación geográfica	Fuente de agua superficial	Concentración (µg/L)	Referencia
43	2005 - 2008	Australia - Oceania	Arroyo West Barratta 2005 2006 2007 Río Haughton 2005 2006 2007 Río Pioneer 2005 2006 2007 Arroyo Sandy 2005 2006 2007 Río O'Connel 2005 2006 2007	0.58 0.77 0.40 0.28 0.05 0.10 0.60 0.46 0.75 - 0.60 0.51 0.06 0.11 0.74	(Bainbridge <i>et al.</i> , 2009)
44	2003 - 2005	Valle inferior del río Freser - Canadá -América	Matsqui Slough, Abbotsford (sitio de agricultura) Scott Creek, Coquitlam (Sitio urbano)	0.0529 0.000827	(Woudneh <i>et al.</i> , 2009)
45	2006 - 2008	Alagoas - Brasil - América	Sistema de lagunas-estuarios de Mundaú-Manguaba	0.0007 - 0.0031	(Débora A. Azevedo <i>et al.</i> , 2010)
46	2007	10 países - Europa	Río Danubio Ríos tributarios	0.002 0.003	(Loos <i>et al.</i> , 2010)
47		Seúl - Corea del sur - Asia	Río Hac Arroyos	0.00034 0.00049	(Yoon <i>et al.</i> , 2010)
48	2006 - 2007	Portugal - Europa	Reservorio Alqueva	5.5	(Patrícia Palma <i>et al.</i> , 2010)
49	2005 - 2008	Estados Unidos - América	Bahía Chesapeake: Estuario	0.28	(Whitall <i>et al.</i> , 2010)
50	2007	Ontario - Canadá -América	Grandes lagos, Cuenca St. Lawrence	0.1 - 1.83	(Byer <i>et al.</i> , 2011)
51	2010	Canadá -América	Río St. Lawrence, Montreal Río Ottawa, Ottawa Río Yamaska	0.0634 0.00221 0.0169	(Segura <i>et al.</i> , 2011)
52	2005 - 2008	Florida del Sur - Estados Unidos - América	ELKAM TMC S49 S97 S99	0.43 0.19 0.28 0.34 0.18	(Wilson & Boman, 2011)

Número	Tiempo de muestreos	Ubicación geográfica	Fuente de agua superficial	Concentración (µg/L)	Referencia
53	2003 -2005	Ontario - Canadá -América	Lagos	0.0021	(Kurt-Karakus <i>et al.</i> , 2011)
54	2009	Virginia - Estados Unidos - América	Cedar Run 1 Cedar Run 2 Cedar Run 3 Cedar Run 4 Owl Run 1 Owl Run 2 Owl Run 3 Owl Run 4 Brentsville 1 Brentsville 2 Brentsville 3	0.089 0.267 0.048 0.056 1.540 0.390 0.286 0.026 0.101 0.081 0.023	(Huff & Foster, 2011)
55	2008 y 2010	Rivas Dávila, Mérida - Venezuela - América	Río Las Tapias 2008 Río Las Tapias 2010 Río Las Playitas 2008 Río Las Playitas 2010 Río Mocoties (inicio) 2008 Río Mocoties (inicio) 2010 Río Mocoties (capellania) 2008 Río Mocoties (capellania) 2010	<LD - 0.05 <LD 0.03 - 1.99 <LD 0.02 - 0.08 <LD - 0.02 <LD - 0.2 <LD - 0.003	(Molina-Morales <i>et al.</i> , 2012)
56	2009	Tolima - Colombia - América	Distrito de irrigación de Usosaldaña	4	(Hernández <i>et al.</i> , 2012)
57	2007 - 2009	Montreal - Canadá -América	Ríos Mille-Iles, Des Prairies, L'Assomption, St. Lawrence - Montreal	0.024	(Daneshvar <i>et al.</i> , 2012)
58	2000	Nueva Jersey a través de Carolina del Norte - Estados Unidos - América	Cabeceras de la llanura costera del Atlántico norte	0.005	(Ator & Denver, 2012)
59	2007 - 2008	Mato Grosso - Brasil - América	Ciudades Campo Verde Lucas do Rio Verde	0.25 - 9.3 <LD - 4.92	(Nogueira <i>et al.</i> , 2012)
60	2009	Maine, Idaho y Wisconsin - Estados Unidos - América	-	0.0147	(Reilly <i>et al.</i> , 2012)
61	2002 - 2008	España - Europa	Cuenca del río Guadalquivir 2002 2003 2005 a 2008	0.01 0.02 0.01	(Hermosin <i>et al.</i> , 2013)
62		Provincia Jiangsu - China - Asia	Río Yangtze	0.02-0.42	(Han <i>et al.</i> , 2013)
63	2010 - 2011	Andalucía - España - Europa	Cuenca del río Guadalquivir	0.00461	(Masiá <i>et al.</i> , 2013)
64	2010 - 2011	Córdoba - Argentina - América	Cuenca del río Suquia La calera Villa Corazón de María Río Primero Santa Rosa de Río Primero	<LD - 0.0012 <LD - 0.0159 0.0354 - 0.0593 0.0013 - 0.1899	(Inés <i>et al.</i> , 2013)

Número	Tiempo de muestreos	Ubicación geográfica	Fuente de agua superficial La Para	Concentración (µg/L) <LD - 0.0304	Referencia
65	2010 - 2011	Grecia - Europa	Lagos en el norte de Grecia Lago Volvi Lago Doirani Lago Kerkini	0.0075 - 0.0215 0.001 - 0.0147 0.0006 - 0.0038 0.0009 - 0.0023	(Kalogridi <i>et al.</i> , 2014)
66	-	Cali - Colombia - América	Bocatoma Puerto Mallarino, Río Cauca	<4 <1	(Bueno <i>et al.</i> , 2014)
67	2011	Provincia Misiones, provincia Tucuman - Argentina - América	Cuencas de San Vicente y Mista	0.64 - 1.40	(Gerónimo <i>et al.</i> , 2014)
68	2000 - 2008	Estados Unidos - América	Lowa Illinois Indiana Michigan Minnesota Missouri Ohio Wisconsin	0.22 1.1 1.5 <0.2 0.5 1.3 1.9 <0.1	(Jones <i>et al.</i> , 2014)
69	2002 - 2003	Mississippi - Estados Unidos - América	Cuenca del río Pearl	0.15	(Tagert <i>et al.</i> , 2014)
70	1999 - 2001	Peloponense - Grecia - Europa	Río Peneo	0.069	(Emmanuel Papadakis <i>et al.</i> , 2015)
71	2010	Portugal - Europa	Estuario del río Arade	0.002 - 0.003	(Gonzalez-rey <i>et al.</i> , 2015)
72	2012 - 2013	Lowa - Estados Unidos - América	6 humedales	0.2	(Smalling <i>et al.</i> , 2015)
73	2010	Sao Paulo - Brasil - América	Cinco arroyos	<LD - 10.4	(Dos Santos <i>et al.</i> , 2015)
74	2011	Bourgoin-Jallieu, Isère - Francia - Europa	Sitio 1 Sitio 2 Sitio3 Sitio 4	0.009 - 0.0104 0.0092 - 0.155 0.0126 - 0.0136 0.0065 - 0.0095	(Camilleri <i>et al.</i> , 2015)
75	2012	Ontario - Canadá -América	Río Grand (Verano)	0.108 - 0.449	(Arlos <i>et al.</i> , 2015)
76	2013	Vietnam - Asia	Río Sai Gon y Dong Nai (Ho Chi Minh) Sai Gon (estación húmeda) Sai Gon (estación seca) Dong Nai (estación húmeda) Dong Nai (estación seca)	0.0057 - 0.0068 0.02 - 0.027 0.0059 - 0.0098 0.014 - 0.03	(Thi <i>et al.</i> , 2016)
77	2016	Ceará - Brasil - América	(Pacatuba, Baturité, Itapiúna, Palhano, Oróz, Crateús, Parambu, Iguatu, Assaré, Lavras da Mangabeira)	<LD - 15	(Sousa <i>et al.</i> , 2016)
78	2015	São Paulo y Minas Gerais - Brasil - América	Río pardo	0.16 - 0.32	(Machado <i>et al.</i> , 2016)
79	2013	Ontario - Canadá -América	Río Grand Canal Principal Tributario	<LD - 0.029 0.002 - 0.018	(Couperus <i>et al.</i> , 2016)
80	2011 - 2012	Minnesota - Estados Unidos - América	Río Zumbro	0.029	(Fairbairn <i>et al.</i> , 2016)

Número	Tiempo de muestreos	Ubicación geográfica	Fuente de agua superficial	Concentración (µg/L)	Referencia
81	2010- 2013	Minnesota, Wisconsin, Michigan, Indiana, Ohio, and New York - Estados Unidos - América	Lagos de los seis estados Urbano No urbano	9.4 40.2	(Baldwin <i>et al.</i> , 2016)
82	2010	Canadá -América	Lago Ontario (Zona urbana) Lago Ontario (Cerca de la costa)	0.027 - 0.071 0.48 - 0.75	(Metcalf <i>et al.</i> , 2016)
83	2008	Estados Unidos - América	Río Miami (2008)	0.011 - 0.021	(Fernandez & Gardinali, 2016)
84	2010	Canadá -América	Lago Ontario Zona rural de Humber del este Arroyo Etobicoke	0.004 0.009	(Metcalf <i>et al.</i> , 2016)
85	2013 - 2014	Estados Unidos - América	Río Nacional de Mississippi Parque Nacional Isle Royale	0.302 0.0146	(Elliott & VanderMeulen, 2017)
86	2004 - 2005	Atenas - Grecia - Europa	Lago Mornos (Entrada, Giona, Kokkinos) Lago Yliki (Entrada, Mouriki) Lago Marathon (Ventouri) Río Evinos	0.025 – 0.05	(Golfiopoulou <i>et al.</i> , 2017)
87	2014 - 2015	China - Asia	Cuencas en el noreste de China	0.157	(Ouyang <i>et al.</i> , 2017)
88		Francia - Europa	Río Marque	<LD - 0.025	(Crique <i>et al.</i> , 2017)
89	2013	Liaoning - China - Asia	19 puntos de muestreo en el Río Taizi	0.175 - 6.285	(Zheng <i>et al.</i> , 2017)
90	2015 - 2016	Paraná - Argentina - América	Salto de Lontra (Río Lontra) Agosto 2015 Noviembre 2015 Santa Isabel de Oeste (Río Sarandizinho) Noviembre 2015 Febrero 2016 Nueva Plata, Iguazú (Río Santa Cruz) Noviembre 2015 Febrero 2016 Abril 2016 Planalto (Río Siemens) Noviembre 2015 Febrero 2016 Ampére (Río Sarandizinho) Febrero 2016 Abril 2016	0.1 - 0.2 0.02 - 0.03 <0.004 <0.004 0.03 - 0.05 0.5 - 1.0 0.05 - 0.07 <0.004 <0.004 <0.004 <0.004 - 0.04	(Vieira <i>et al.</i> , 2017)
91	2015 - 2016	Yaoundé - Cameroon - África	Marzo / abril 2015, zona urbana Octubre / noviembre 2015, zona urbana	0.1391 0.023	(Branchet <i>et al.</i> , 2018)
92	2013 - 2015	Cuenca South Fork, Río Iowa - Estados Unidos - América	Tributario Arroyo Tipton	0.128 - 0.368	(Washington <i>et al.</i> , 2018)

Número	Tiempo de muestreos	Ubicación geográfica	Fuente de agua superficial	Concentración (µg/L)	Referencia
			Tributario Soth Fork Tributario Arroyo Beaver	0.146 - 1.704 0.17 - 1.968 0.00019 - 2.152	
93	2014 - 2015	Sudáfrica - África	Presa de Hartbeespoort Verano Otoño Invierno Primavera Río Jukskei	0.83 - 1.57 0.631 - 0.76 0.503 - 0.576 0.234 - 0.503 0.210 - 0.923	(Rimayi <i>et al.</i> , 2018)
94	2014 - 2015	Estados Unidos - América	Río Rojo	0.243	(Challis <i>et al.</i> , 2018)
95	-	China - Asia	Afluentes hasta el tramo inferior del río Yangtze, desde El río Qinhuai y los afluentes del lago Tai.	0.1914	(Peng <i>et al.</i> , 2018)

ANEXO B. Caracterización del Agua Cruda del Río Cauca

Tabla 1-B. Caracterización del Agua Cruda del Río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino

Jornada de monitoreo	Turbiedad (UNT)	Alcalinidad (mgCaCO3/L)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	pH (Unidades)	Conductividad (µs/cm)	UV ₂₂₃ (Cm ⁻¹)	UV ₂₅₄ (Cm ⁻¹)	COT (mg/L)	DQO (mg/L)	Atrazina (µg/L)	
1	MIN	89.0	35.30	25	2	7.03	108.70	0.143	0.069	3.68	12	-
	PROM	94.5	35.30	26	3	7.11	109.68	0.157	0.080			
	MAX	102.0	35.30	29	3	7.24	110.90	0.170	0.086			
	DE	4.5	0.00	1	0	0.07	0.76	0.009	0.006			
2	MIN	85.0	30.26	324	17	7.20	79.40	0.121	0.061	4.25	14	0,77
	PROM	165.4	30.26	635	21	7.28	83.29	0.132	0.071			
	MAX	311.0	30.26	1642	25	7.40	85.80	0.139	0.079			
	DE	91.7	0.00	457	3	0.06	2.01	0.006	0.006			
3	MIN	30.7	35.30	128	6	7.33	95.90	0.118	0.056	4.19	15	0,01
	PROM	34.2	35.30	135	11	7.42	100.18	0.150	0.073			
	MAX	38.0	35.30	145	15	7.56	114.30	0.207	0.095			
	DE	2.4	0.00	6	3	0.09	5.83	0.028	0.014			
4	MIN	63.2	35.30	26	0	7.30	94.20	0.150	0.075	3.64	15	0,01
	PROM	65.7	35.30	35	0	7.39	97.30	0.165	0.080			
	MAX	67.6	35.30	48	0	7.50	98.10	0.186	0.087			
	DE	1.5	0.00	8	0	0.06	1.28	0.014	0.005			
5	MIN	20.8	35.30	39	4	6.91	105.30	0.099	0.078	4.73	15	0,04
	PROM	34.3	40.98	63	5	7.04	119.53	0.180	0.094			
	MAX	52.0	45.39	89	7	7.20	136.40	0.224	0.120			
	DE	12.5	3.23	21	1	0.10	11.83	0.037	0.014			
6	MIN	21.2	35.30	37	4	7.06	105.30	0.192	0.092	5.49	38	0,22
	PROM	24.0	35.93	39	6	7.14	108.95	0.209	0.105			
	MAX	30.2	40.35	41	7	7.20	112.00	0.224	0.114			
	DE	2.9	1.78	2	1	0.05	2.51	0.011	0.009			
MIN	20,8	30.26	25	0	6.91	79.40	0.099	0.056	3.64	12	0.01	
PROM	69,7	35.51	156	8	7.23	103.15	0.165	0.084	4.33	18	0.39	
MAX	311	45.39	1642	25	7.56	136.40	0.224	0.120	5.49	38	1.30	

Tabla 2-B. Registro histórico (2012 – 2018) de la caracterización del agua del Río Cauca a la altura de la bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino

Mes	Valor	Turbiedad (UNT)	Alcalinidad (mgCaCO ₃ /L)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	pH (Unidades)	Conductividad (µs/cm)	DQO (mg/L)
Marzo	MIN	18.6	19.42	86.5	10.7	6.74	80.3	4.0
	PROM	62.5	23.69	222.5	84.3	7.39	86.7	17.8
	MAX	173.0	34.06	570.9	188.7	7.72	120.5	45.3
	DE	52.5	5.23	196.0	75.6	0.33	14.5	16.0
Abril	MIN	17.4	5.89	97.2	23.8	6.77	71.5	4.0
	PROM	99.4	22.33	353.5	53.7	7.26	81.4	16.0
	MAX	378.0	38.16	1090.0	135.0	7.75	109.5	37.6
	DE	123.2	10.53	415.2	43.4	0.39	13.4	11.5
Mayo	MIN	28.9	22.97	182.5	40.0	6.84	75.4	9.0
	PROM	81.7	26.45	433.4	118.7	7.15	82.7	17.1
	MAX	223.0	32.98	1548.0	251.0	7.32	113.8	35.2
	DE	67.5	3.62	579.2	82.1	0.15	13.7	8.6
Junio	MIN	20.8	25.2	41.3	18.3	6.4	79.9	8.1
	PROM	47.5	26.6	142.4	67.0	7.1	123.8	15.9
	MAX	120.0	37.6	410.6	259.0	7.6	405.4	29.0
	DE	37.5	4.3	155.5	91.7	0.4	117.5	7.8
Julio	MIN	15.3	27.20	36.2	13.5	6.77	96.5	5.0
	PROM	21.7	29.81	160.1	32.7	7.26	100.9	13.8
	MAX	45.0	41.46	346.2	67.8	8.39	139.7	28.7
	DE	9.6	4.60	144.8	19.7	0.53	17.2	8.5
	MIN	15.3	5.89	36.2	10.7	6.35	6.35	4.0
	PROM	71.5	29.46	308.4	83.6	7.23	7.23	18.5
	MAX	378.0	41.46	1548.0	259.0	8.39	8.39	45.3
	DE	72.2	6.53	345.8	72.7	0.37	54.2	10.3

ANEXO C. Análisis estadístico de los resultados de la clarificación usando FeCl₃ y ACH y los parámetros Turbiedad, Color Verdadero y UV₂₂₃.

En las Tablas 1-C y 2-C se presenta el análisis de varianza para las variables evaluadas (eficiencias de reducción de turbiedad, CV y UV₂₂₃) usando FeCl₃ y ACH respectivamente.

Tabla 1-C. Análisis de varianza para las variables eficiencia de turbiedad, color verdadero y UV₂₂₃ usando FeCl₃

Factor	Grados de libertad	Turbiedad (%)		CV (%)		UV ₂₂₃ (%)	
		F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor
Concentración Atrazina	2	0.6750	0.5099	271.1495	<0.0001 *	208.4218	<0.0001 *
Dosis de coagulante	11	27.4864	<0.0001 *	2.2829	0.0106 *	25.1127	<0.0001 *
Concentración:Dosis	22	0.2199	0.9999	3.9857	<0.0001 *	1.3163	0.1568

* Efecto significativo a un nivel $\alpha = 0.05$

Tabla 2-C. Análisis de varianza para las variables eficiencia de turbiedad, color verdadero y UV₂₂₃ usando ACH

Factor	Grados de libertad	Turbiedad (%)		CV (%)		UV ₂₂₃ (%)	
		F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor
Concentración Atrazina	2	5.885	0.0031 *	211.953	<0.0001 *	816.356	<0.0001 *
Dosis de coagulante	11	22.965	<0.0001 *	3.588	0.0001 *	10.484	<0.0001 *
Concentración:Dosis	22	1.609	0.0417 *	8.201	<0.0001 *	3.612	<0.0001 *

* Efecto significativo a un nivel $\alpha = 0.05$

En la Tabla 3-C se presentan los resultados de la prueba de comparación múltiple de Tukey usando FeCl₃, teniendo en cuenta la concentración de Atrazina y la dosis de coagulante para los parámetros eficiencia de reducción de turbiedad y UV₂₂₃, debido a que para el CV se presenta interacción entre la concentración de Atrazina y la dosis de coagulante en la Tabla 4-C se presentan los resultados de la prueba de Tukey de la interacción (concentración de Atrazina y dosis de coagulante).

Tabla 3-C. Prueba de comparación múltiple de Tukey por concentración y dosis usando FeCl₃ para los parámetros eficiencia de reducción de Turbiedad y UV₂₂₃.

Factor	Niveles	Turbiedad (%)			UV ₂₂₃ (%)		
		Media	Error estándar	Comparación*	Media	Error estándar	Comparación*
Concentración Atrazina (µg/L)	500	68.58	2.72	a	35.20	1.38	a
	1000	70.29	2.43	a	8.16	0.79	b
	1500	72.98	2.41	a	14.73	0.89	c
Dosis de coagulante (mg/L)	3	32.79	2.29	a	8.65	2.26	a
	6	46.41	4.54	ab	7.62	2.06	ab
	10	67.77	4.84	bc	12.66	2.86	bc
	12	76.10	3.84	c	16.42	3.57	c
	14	74.05	4.33	c	16.42	3.46	c
	16	73.93	4.56	c	15.59	2.62	c
	18	80.41	3.50	c	23.83	2.64	d

Factor	Niveles	Turbiedad (%)			UV ₂₂₃ (%)		
		Media	Error estándar	Comparación*	Media	Error estándar	Comparación*
	20	82.27	3.86	c	25.67	2.19	d
	25	81.27	4.05	c	28.22	2.67	d
	30	79.83	4.37	c	26.86	2.74	d
	40	80.11	4.80	c	24.84	2.55	d
	50	74.90	6.22	c	25.54	2.37	d

*Letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel $\alpha = 0.05$

Tabla 4-C. Prueba de comparación múltiple de Tukey de la interacción entre concentración de Atrazina y dosis de coagulante usando FeCl₃ para el parámetro eficiencia de reducción de CV.

Concentración Atrazina (µg/L)	Dosis coagulante (mg/L)	CV (%)		
		Media	Error estándar	Comparación*
500	3	82.86	9.71	ab
	6	64.94	11.46	a
	10	75.00	8.99	ab
	12	98.57	1.43	b
	14	87.14	5.81	ab
	16	88.57	4.67	ab
	18	94.29	4.36	ab
	20	84.42	4.07	ab
	25	98.70	1.30	b
	30	92.86	2.15	ab
	40	87.83	7.58	ab
	50	87.38	8.14	ab
1000	3	9.09	9.09	ab
	6	3.64	3.64	a
	10	10.26	7.12	abc
	12	11.56	7.80	abc
	14	12.86	8.63	abc
	16	16.49	8.53	abc
	18	37.71	4.00	abc
	20	44.14	5.29	c
	25	40.57	6.90	bc
	30	39.22	5.38	bc
	40	16.88	8.74	abc
	50	17.46	9.07	abc
1500	3	74.83	8.99	c
	6	65.65	9.38	abc
	10	73.85	6.09	c
	12	66.92	5.85	bc
	14	66.67	6.41	abc
	16	42.79	11.25	abc
	18	46.59	14.61	abc
	20	31.25	13.98	abc
	25	22.50	9.65	a
	30	41.25	10.71	abc
	40	28.41	9.70	ab
	50	27.50	10.17	ab

*Letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel $\alpha = 0.05$

En la Tabla 5-C se presenta la prueba de comparación múltiple de Tukey donde se comparan las dosis de coagulante según cada concentración de Atrazina, para ACH.

Tabla 5-C. Prueba de comparación múltiple de Tukey por Concentración según cada Dosis usando ACH.

Dosis coagulante (mg/L)	Concentración Atrazina (µg/L)	Turbiedad (%)			UV ₂₂₃ (%)			CV (%)		
		Media	Error estándar	Comparación*	Media	Error estándar	Comparación*	Media	Error estándar	Comparación*
3.9	500	89.87	0.99	a	48.06	1.45	b	95.00	2.55	b
	1000	89.05	1.80	a	20.58	1.48	a	67.14	4.29	a
	1500	86.07	1.37	a	19.00	1.09	a	90.00	5.53	ab
7.8	500	69.92	8.75	a	44.41	2.75	b	96.67	2.22	a
	1000	74.37	8.06	a	21.57	2.29	a	80.52	4.82	a
	1500	77.09	4.50	a	17.53	1.54	a	97.73	2.27	a
13	500	61.97	12.22	a	41.24	2.51	b	90.00	3.69	b
	1000	67.43	9.41	a	20.41	2.68	a	66.67	7.28	a
	1500	72.76	7.74	a	17.43	1.55	a	85.00	6.67	ab
15.6	500	58.74	12.85	ab	39.84	2.81	b	88.33	2.55	a
	1000	66.31	10.56	b	22.08	1.80	a	85.71	5.28	a
	1500	26.21	6.08	a	19.00	1.19	a	88.64	7.81	a
18.2	500	68.48	10.46	a	48.36	0.87	b	80.95	4.54	a
	1000	55	11.77	a	19.25	1.67	a	68.45	5.07	a
	1500	48.12	9.43	a	17.65	1.63	a	86.36	9.15	a
20.8	500	52.81	11.52	a	47.99	0.83	c	80.52	7.40	b
	1000	56.73	11.04	a	21.69	1.13	b	45.78	10.60	a
	1500	56.37	10.22	a	17.20	1.75	a	40.91	34.75	b
23.4	500	63.25	12.74	a	43.64	2.27	b	95.67	2.24	b
	1000	63.15	12.15	a	17.70	2.66	a	14.29	7.38	a
	1500	48.43	11.24	a	17.47	1.78	a	90.91	6.97	b
26	500	54.24	11.37	a	44.82	1.65	c	90.91	2.90	b
	1000	54.04	13.27	a	2.57	3.22	a	6.79	4.72	a
	1500	36.2	12.97	a	12.37	1.38	b	89.86	6.27	b
32.5	500	70.59	10.84	a	41.62	2.61	b	91.43	3.16	b
	1000	47.5	12.83	a	8.42	2.37	a	16.23	9.73	a
	1500	37.46	11.28	a	15.46	2.56	a	90.03	5.24	b
39	500	78.31	11.26	b	39.46	3.13	c	97.14	2.86	c
	1000	52.21	12.80	b	6.38	2.47	a	11.69	9.20	a
	1500	16.68	8.04	a	18.15	1.34	b	73.72	8.12	b
52	500	74.58	10.75	b	33.33	4.58	b	96.43	1.87	b
	1000	52.41	12.86	ab	7.82	2.48	a	18.15	7.41	a
	1500	32.18	12.75	a	15.33	1.37	a	86.71	9.34	b
65	500	57.65	13.4	a	36.98	3.24	b	100.00	0.00	b
	1000	49.41	13.45	a	6.79	3.01	a	18.15	10.12	a
	1500	34.56	12.07	a	14.96	2.61	a	89.51	9.06	b

*Letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel $\alpha = 0.05$