EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA PLANTA POTABILIZADORA EL DORADO (BOGOTÁ D.C.) A TRAVÉS DEL ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE SERIES DE TIEMPO

TRABAJO DE GRADO EN LA MODALIDAD DE INVESTIGACIÓN – INNOVACIÓN

ELABORADO POR:

EDGARDO ANTONIO REDONDO PEÑUELA COD. 20112180081

AURA CRISTINA LÓPEZ GUALÍ COD. 20112180078

DIRECTORES:

CARLOS ALFONSO ZAFRA MEJÍA, Ph.D. INGENIERÍA AMBIENTAL

TULIO ALBERTO SANCHEZ CONTRERAS, INGENIERO QUÍMICO

UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

FACULTAD DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

PROYECTO CURRICULAR INGENIERÍA AMBIENTAL

BOGOTÁ D.C.

2016

“A mi familia, por el apoyo incondicional”

Aura Cristina López Guali

“A mi madre, por su apoyo durante este proceso”

Edgardo Antonio Redondo Peñuela

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Distrital Francisco José de Caldas por brindarnos la oportunidad de formarnos como profesionales con los conocimientos necesarios para la realización de la presente investigación.

A nuestro director el Ingeniero Carlos Alfonso Zafra Mejía por brindarnos la oportunidad de desarrollar este trabajo, su constante apoyo académico y asesoría formativa. Igualmente, al docente Néstor Bernal por su disponibilidad y orientación en la modelación de series de tiempo.

A la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B.), por suministrar los registros de los parámetros de calidad del agua en la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado los cuales fueron de gran importancia para el desarrollo de esta investigación. Especialmente al Ingeniero Tulio Alberto Sánchez Contreras quien fue el intermediario entre la entidad y el proyecto, brindando su asesoría técnica en temas de potabilización y evaluación de la calidad del agua.

Finalmente, queremos agradecer a cada una de las personas que estuvieron involucradas directa e indirectamente en el desarrollo de este trabajo de grado.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS iii
LISTA DE FIGURAS vi
LISTA DE TABLAS viii
1. INTRODUCCIÓN 10
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 11
3. JUSTIFICACIÓN 14
4. OBJETIVOS 17
OBJETIVO GENERAL 17
OBJETIVOS ESPECÍFICOS 17
5. MARCO TEÓRICO 18
5.1. ELEMENTOS CONCEPTUALES EN LA POTABILIZACIÓN 18
5.1.1. Tipos de plantas potabilizadoras 18
5.1.2. Etapas del proceso de potabilización convencional 20
5.1.3. Empresa de acueducto y alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B.) 22
5.2. ELEMENTOS CONCEPTUALES ASOCIADOS A LA CALIDAD DEL AGUA 23
5.2.1. Agua para consumo humano 23
5.2.2. Parámetros de calidad del agua para consumo humano 24
5.3. TÉCNICAS Y MÉTODOS EXISTENTES PARA EVALUAR LA CALIDAD DEL AGUA 25
5.3.1. Vigilancia y control de la calidad del agua para consumo humano 25
5.3.2. Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para Consumo Humano 27
5.3.3. Análisis de series de tiempo 28
5.4. EXPERIENCIAS NACIONALES E INTERNACIONALES ASOCIADAS A LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA 31
5.5. NORMATIVIDAD ASOCIADA 34
6. MATERIALES Y MÉTODOS 36
6.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE INVESTIGACIÓN 36
6.2. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA METODOLOGÍA 40

6.2.1. FASE 1: Recolección de datos y revisión bibliográfica 42
6.2.2. FASE 2: Planteamiento de hipótesis 44
6.2.3. FASE 3: Construcción de matriz causa – efecto 45
6.2.4. FASE 4: Evaluación descriptiva de la información 46
6.2.5. FASE 5: Análisis de correlación entre parámetros de calidad del agua 49
6.2.6. FASE 6: Identificación, estimación y verificación de los modelos ARIMA 50
6.2.7. FASE 7: Análisis comparativo entre los resultados obtenidos 52
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 54
7.1. GENERALIDADES 54
7.1.1. Matriz Vester causa – efecto 54
7.2. EVALUACIÓN DESCRIPTIVA DE LA INFORMACIÓN 56
7.2.1. Cumplimiento normativo 61
7.2.2. Índice de Riesgo de la Calidad del Agua Para Consumo Humano (IRCA) 65
7.3. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN ENTRE PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA 66
7.4. IDENTIFICACIÓN, ESTIMACIÓN Y VERIFICACIÓN DE MODELOS ARIMA PARA LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA 73
7.4.1. Enfoque preliminar: modelo de regresión 73
7.4.2. Enfoque definitivo: modelo ARIMA 75
7.4.3. Verificación de los modelos univariantes 83
7.5. ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LOS RESULTADOS OBTENIDOS 95
7.5.1. Comparación entre metodologías estadísticas para la evaluación de la calidad del agua tratada 95
7.5.1. Influencia climatológica en la calidad del agua tratada 99
8. CONCLUSIONES 102
9. RECOMENDACIONES 105
ANEXOS 107
BIBLIOGRAFÍA 108

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo de procesos en una planta de remoción de hierro y manganeso (Romero, 1999)..... 18
Figura 2. Diagrama de flujo de procesos en una planta de filtración directa (Romero, 1999) 19
Figura 3. Diagrama de flujo de procesos en una planta de ablandamiento (Romero, 1999) 20
Figura 4. Diagrama de flujo de procesos en una planta de coagulación y filtración convencional (Romero, 1999) 20
Figura 5. Esquema de localización PTAP El Dorado Bogotá D.C 36
Figura 6. Cascada de entrada y canaleta Parshall en la PTAP El Dorado 37
Figura 7. Diagrama de flujo del proceso de potabilización en la PTAP El Dorado 38
Figura 8. Diagrama de flujo para las fases de la investigación 41
Figura 9. Proceso iterativo de Box - Jenkins para construir modelos (Guerrero, 2003) 51
Figura 10. Matriz de relación causal entre los problemas identificados 55
Figura 11. Variación diaria de la turbiedad 58
Figura 12. Variación diaria del pH 59
Figura 13. Variación diaria del cloro residual libre 60
Figura 14. Comparación entre las concentraciones diarias de cloro residual libre registradas y límites permisibles establecidos durante el periodo 2004 – 2015 63
Figura 15. Variación mensual de la conductividad eléctrica con respecto a las concentraciones de cloruros..... 67
Figura 16. Variación mensual de las concentraciones de cloro residual con respecto a las concentraciones de hierro total 68
Figura 17. Variación de los valores mensuales de turbiedad con respecto al color 69
Figura 18. Modelos de regresión entre las concentraciones mensuales de cloruros y conductividad eléctrica. a) Lineal y b) logarítmico 73
Figura 19. Modelos de regresión entre las concentraciones mensuales de hierro total y los valores de turbiedad. a) Cúbico y b) potencial 74
Figura 20. Series de tiempo media móvil semanal para turbiedad. (a) Sin y (b) con estabilización de la varianza..... 77
Figura 21. FAC muestral para turbiedad. a) $\{T(Z_t)\}$, b) $\{\nabla T(Z_t)\}$ y c) $\{\nabla^2 T(Z_t)\}$..... 78
Figura 22. Residuales del modelo para turbiedad. Línea límite para ±2 desviaciones estándar residual 83

Figura 23. Raíces inversas de los polinomios de retraso autorregresivos y promedios móviles para el modelo media móvil semanal de turbiedad (3,1,7) 85
Figura 24. Raíces inversas de los polinomios de retraso autorregresivos y promedios móviles para el media móvil semanal de turbiedad (2,1,7)..... 86
Figura 25. Valores observados y límites de control establecidos para la turbiedad mediante las metodologías: dos y tres desviaciones respecto a la media y ARIMA 98
Figura 26. Variación de los valores de turbiedad y las concentraciones de sulfatos respecto a la precipitación durante el año 2011. a) Tiempo de disminución y b) tiempo de aumento de la precipitación..... 101

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Atributos comunes del agua afectados por los procesos convencionales de tratamiento (Romero, 1999) 21
Tabla 2. Frecuencias y número de muestras de control de la calidad física y química del agua para consumo humano que debe ejercer la persona prestadora (Resolución 2115, 2007) 26
Tabla 3. Frecuencias y número de muestras de control de la calidad microbiológica del agua para consumo humano que debe ejercer la persona prestadora (Resolución 2115, 2007) 27
Tabla 4. Clasificación del nivel de riesgo en salud según el IRCA mensual y acciones que deben adelantarse (Resolución 2115, 2007)..... 27
Tabla 5. Aceptabilidad de los parámetros microbiológicos y fisicoquímicos del agua para consumo humano en Bogotá D.C., 2013 (Instituto Nacional de Salud, 2014) 32
Tabla 6. Normatividad nacional relacionada con el agua para consumo humano. 34
Tabla 7. Límites máximos permisibles parámetros físicos, químicos y microbiológicas del agua..... 35
Tabla 8. Valores admisibles del agua a la salida de la PTAP El Dorado (NS-067, 2009) 35
Tabla 9. Métodos de análisis de los parámetros para la calidad del agua (NS-013, 2008) 39
Tabla 10. Casos válidos y perdidos de la información 43
Tabla 11. Valoración y grado de causalidad del problema..... 46
Tabla 12. Puntajes de riesgo parámetros físicos, químicos y microbiológicos (Resolución 2115, 2007) 49
Tabla 13. Rangos de valoración, coeficientes de correlación lineal de Pearson (Hernández *et al.,* 1997)..... 50
Tabla 14. Clasificación de periodos en relación a las precipitaciones mensuales. Adaptada de (Bolognesi, 1971)..... 53
Tabla 15. Problemas relacionados al estado de la calidad del agua en la ciudad de Bogotá..... 54
Tabla 16. Resumen de estadísticos descriptivos para los parámetros de calidad del agua: PTAP El Dorado 57
Tabla 17. Número de días y porcentaje de incumplimiento normativo de los parámetros de calidad del agua 62
Tabla 18. Parámetros de control establecidos por la NS – 067 (2009) y propuestos en la presente investigación..... 70

Tabla 19. Coeficientes de correlación lineal entre parámetros de calidad del agua (serie de tiempo promedio semanal) 71
Tabla 20. Coeficientes de correlación lineal entre parámetros de calidad del agua (serie de tiempo promedio mensual) 72
Tabla 21. Modelos de regresión para la relación entre cloruros y conductividad eléctrica, turbiedad y cloruros (escala de tiempo mensual) 74
Tabla 22. FAC y FACP muestrales para {∇T(Zt)} de la serie de tiempo semanal de turbiedad 80
Tabla 23. Parámetros e intervalos de confianza estimados para el modelo ARIMA 82
Tabla 24. Autocorrelaciones de los residuales del modelo 82
Tabla 25. Resultados de la estimación y verificación para el modelo de media móvil semanal de turbiedad (2,1,7) 86
Tabla 26. Descripción general de los modelos identificados y alternativos 88
Tabla 27. Parámetros indicadores de la calidad del agua identificados a partir de su estructura temporal ARIMA 93
Tabla 28. Comparación entre los parámetros indicadores de la calidad del agua establecidos por la NS – 067 (2009) e identificados en la presente investigación 94
Tabla 29. Número y porcentaje de excedencias para las metodologías empleadas en el establecimiento de límites de control 97
Tabla 30. Concentraciones medias, máximas, mínimas y aumento o disminución durante las épocas seca y de lluvias 100

1. INTRODUCCIÓN

El incremento del número de casos registrados de enfermedades relacionadas con la calidad del agua en el Distrito entre los años 2008 y 2010, relacionado con un incremento en los valores del índice de riesgo de la calidad del agua para consumo humano (IRCA) desde el año 2008 y 2010 en Bogotá, representa un problema de gran importancia para las autoridades ambientales y de salud pública encargadas en la ciudad, dado el grado de informalidad en determinadas localidades de la ciudad y la falta de vigilancia y control del agua suministrada, principalmente en la población que no es abastecida por la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B).

Adicionalmente, las herramientas establecidas por la normatividad vigente para la evaluación de la calidad del agua no son suficientemente efectivas para dicho fin, lo cual fue evidenciado por González *et al.* (2010) al momento de analizar la calidad del agua de un acueducto del municipio de Villa Pinzón (Cundinamarca), cuyos parámetros de calidad del agua fluctuaron muy cerca al límite máximo permisible establecido por la normatividad. A partir de esto, el presente trabajo de investigación tiene por objetivo evaluar la calidad del agua de la planta de tratamiento de agua potable El Dorado (Bogotá D.C.) a través del análisis estadistico de series de tiempo, entre los años 2004 – 2015, a partir de los registros históricos suministrados por la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B.).

Para lograr una adecuada exposición del proyecto, se presenta su estructura por capítulos. En los primeros cuatro capítulos se expone el planteamiento del problema, justificación y los objetivos (general y específicos) planteados para el desarrollo del mismo. En el capítulo 5 y 6, se establecen los fundamentos teóricos mediantes descripciones concretas de las metodologías y temas a tratar durante el desarrollo de la presente investigación. Por último, en el capítulo 7 se presentan los resultados y análisis obtenidos, seguido de las respectivas conclusiones y recomendaciones producto de la investigación.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El agua es esencial y todas las personas deben disponer de un suministro satisfactorio. Mejorar las condiciones de acceso al agua potable puede proporcionar beneficios o repercusiones en la salud de la población, por lo tanto, el tema de la calidad del agua para consumo humano es importante a nivel internacional, para ello se propone realizar el máximo esfuerzo para lograr que esta sea la mejor posible (OMS, 2006).

El Distrito Capital se abastece de agua potable principalmente a través de la red de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B). Para el año 2010, la cobertura del servicio de acueducto ascendió a un 99,93% (Secretaría Distrital de Salud, 2011), pero el porcentaje restante no contó con un servicio óptimo dadas las condiciones de informalidad y estuvo expuesta a consumir agua que no cumplía con las condiciones de potabilidad, convirtiéndose en la población más susceptible a contraer enfermedades relacionadas con la calidad del agua; esto se evidenció entre los años 2008 y 2010, al reportarse casos de hepatitis aguda tipo A, enteritis y disentería amebiana aguda, cuyos mayores reportes fueron en las localidades de Usaquén y Chapinero con 13058 y 9011 casos, respectivamente (Secretaría Distrital de Salud, 2011).

Lo anterior, se relacionó con un incremento en los valores del índice de riesgo de la calidad del agua para consumo humano (IRCA) desde el año 2008 a 2010 en Bogotá, pasando de un IRCA de 8,64 a 10,17% (i.e., riesgo bajo), respectivamente (Instituto Nacional de Salud, 2012). Esto es importante tratándose del Distrito Capital, donde se cuenta con los recursos técnicos para mantener óptimas las condiciones de calidad del agua que se suministra a la población. Para la E.A.A.B, el resultado del IRCA entre los años 2009 y 2012 se mantuvo por debajo del 5% (i.e., sin riesgo) (Concejo de Bogotá, 2012); respecto a los demás prestadores del servicio, los resultados mostraron riesgo para el consumo humano. Al respecto, en el año 2010 se registraron un total de 75 sistemas de abastecimiento, entre

comunitarios, veredales e institucionales en el Distrito, los cuales presentaron en promedio riesgo medio (i.e., IRCA entre 14,1 – 35%) y riesgo alto (i.e., IRCA entre 35,1 – 70%) (Secretaría Distrital de Salud, 2011).

A nivel nacional, la Resolución 2115 de 2007 establece el IRCA como una herramienta básica para evaluar y garantizar la calidad del agua; en este aspecto la resolución se queda corta debido el grado de simplicidad del índice, el cual está basado en la asignación de un puntaje de riesgo por incumplimiento de la norma sin tener en cuenta las variaciones de los parámetros que lo conforman, los cuales según González *et al.* (2010) en muchas ocasiones cumplen con la normatividad pero oscilan muy cerca del valor máximo permisible, reflejando un deterioro en la calidad del agua suministrada a la población. En términos de salud ambiental, lo anterior es importante, sobre todo en ciudades como Bogotá donde el acceso a agua potable constituye un determinante para la reducción de la morbilidad y la mortalidad, principalmente infantil.

Por otro lado, no se evidencia el establecimiento y uso de metodologías estadísticas a nivel nacional para la evaluación de la calidad del agua para consumo humano y en particular para la gestión interna de las plantas de tratamiento de agua potable, donde el uso de la estadística descriptiva es la principal herramienta para analizar la calidad del agua y evaluar el proceso de potabilización, en especial en la planta de tratamiento de agua potable El Dorado, la cual abastece parte de la población del sur de la ciudad.

De lo anterior, Akoto *et al.* (2014) y Farooq & Hashmi (2007) aplicaron esta herramienta para el análisis comparativo entre las concentraciones de parámetros de calidad del agua en plantas de tratamiento y los lineamientos establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), en ambas investigaciones la principal deficiencia al momento de evaluar la calidad del agua fue limitarse a un análisis estadístico descriptivo (i.e., media, desviación estandar y rango) y no establecer límites de control para cada parámetro en estudio, dada las variaciones presentadas

en cada una de las mediciones realizadas. Adicionalmente, Akoto *et al.* (2014) reportaron que parámetros como el color presentaron media y desviación estandar de 16,20 y ± 3,43 Hz, respectivamente, lo cual no es suficiente a la hora de evaluar la calidad del agua, dada las fluctuciones de parámetros de este tipo a lo largo del tiempo.

A partir de la problemática expuesta surgieron las siguientes preguntas de investigación:

- ¿Existe un modelo estadístico que permita analizar, describir y pronosticar la variabilidad temporal de los parámetros de calidad del agua en la planta de tratamiento de agua potable El Dorado (Bogotá, D.C.)?
- ¿El establecimiento de límites de control a través de la metodología de los modelos ARIMA permitirá realizar una evaluación más óptima de la calidad del agua tratada en comparación con la metodología normalmente empleada (i.e., estadística descriptiva)?
- ¿Existe correlación significativa entre parámetros de calidad del agua, lo cual permita establecer parámetros de control (indicadores) para evaluar la calidad del agua tratada y la eficiencia operacional de la planta de tratamiento de agua potable El Dorado (Bogotá, D.C.)?
- ¿Los pronósticos generados a partir del establecimiento de los modelos ARIMA para cada parámetro de calidad del agua permitirán optimizar las etapas del proceso de tratamiento del agua en la planta de tratamiento de agua potable El Dorado (Bogotá, D.C.) a mediano y largo plazo?

3. JUSTIFICACIÓN

La calidad del agua para consumo humano es un factor determinante en las condiciones de la salud de las poblaciones, pudiendo favorecer tanto la prevención como la transmisión de agentes que causan enfermedades. Al respecto, Del Puerto *et al*. (1999) demostraron relación directa entre la calidad del agua para consumo humano y el incremento de las tasas de morbilidad por enfermedades de transmisión digestiva, por lo cual se hace indispensable evaluar la calidad del agua suministrada a la población, en especial a la del Distrito Capital.

En la ciudad de Bogotá se cuenta con los recursos técnicos y humanos para evaluar la calidad del agua pero no se evidencia la implementación de herramientas o metodologías que permitan analizar los parámetros que la conforman. Las herramientas estadísticas, en particular, las desarrolladas para el análisis de series de tiempo son una alternativa, permitiendo analizar el comportamiento temporal de los parámetros de calidad del agua y establecer proyecciones a futuro. Por lo tanto, el desarrollo de investigaciones encaminadas a evaluar la calidad del agua para consumo humano facilitará la toma de decisiones a nivel institucional en cuanto a la reglamentación del tratamiento del agua para los prestadores del servicio de acueducto y las acciones a llevar a cabo en temas de salud pública en el Distrito.

Para analizar la variabilidad temporal de los parámetros de calidad del agua se han desarrollado una serie de modelos matemáticos y estadísticos que constituyen una alternativa para este propósito, dentro de estos podemos destacar los modelos ARIMA. Los modelos autorregresivos integrados de promedios móviles (ARIMA) tratan de obtener la representación de una serie de tiempo en términos de la interrelación temporal de sus elementos y han tenido un desarrollo excepcional tras la publicación en 1970 del libro de Box & Jenkins sobre modelos ARIMA (González, 2009), permitiendo describir las características de la serie y pronosticar valores de los parámetros en estudio. El análisis estadístico de series de tiempo aplicado a los parámetros de calidad del agua permitirá comprender el comportamiento temporal

de estas variables, desarrollando nuevas herramientas encaminadas al estudio y pronóstico de la calidad del agua suministrada en la ciudad de Bogotá y la gestión interna en las plantas de tratamiento de agua potable y los acueductos veredales que presentan deficiencias en el tratamiento del agua que suministran, beneficiando a la población abastecida al garantizar el acceso a un suministro de agua potable confiable, satisfaciendo un requerimiento fundamental para su bienestar.

La metodología de los modelos ARIMA ha sido empleada para el análisis del comportamiento temporal de la calidad del agua. Por ejemplo, una investigación estadounidense realizada por Sun & Koch (1996) evaluó las variaciones de la salinidad en la bahía Apalachicola en Florida (Estados Unidos) mediante modelos ARIMA, asociando la serie temporal con otros parámetros como velocidad del viento, variaciones en la marea y precipitación. Por otro lado en India, una investigación realizada por Singh & Bhardwaj (2014) utilizó la metodología de los modelos ARIMA para analizar los parámetros de calidad del agua en un río a partir de los registros mensuales de pH, DBO, DQO, entre otros. Demostrando la efectividad de los modelos ARIMA frente a otros modelos (p.ej., regresión) para analizar series de tiempo de parámetros de calidad del agua y generar pronósticos. De lo anterior, se evidencia la efectividad de esta metodología a la hora de evaluar la calidad del agua.

En Bogotá no se han aplicado modelos ARIMA enfocados a la calidad del agua para consumo humano, a pesar que se cuente con registros históricos de los muestreos realizados por la E.A.A.B. y la Secretaría Distrital de Salud. Por lo tanto, surge la necesidad de aplicar esta metodología para la evaluación de la calidad del agua distribuida en la ciudad de Bogotá, permitiendo en un mediano y largo plazo realizar investigaciones relacionadas con el tema aquí expuesto, particularmente, en cuanto a los costos de operación en las plantas de tratamiento de agua potable (p.ej., compra de insumos) facilitando así, optimizar los procesos involucrados en el tratamiento. Adicionalmente, brindará las herramientas y será punto de referencia

para evaluar series de tiempo de otros parámetros de interés en la ciudad (p.ej., precipitaciones y escorrentía urbana).

El ingeniero ambiental juega un papel importante en la solución de problemáticas ambientales y de salud pública mediante el uso de estas herramientas las cuales pueden ser utilizadas en otras áreas del conocimiento. Por tal razón, esta investigación relacionada con la evaluación de la calidad del agua contribuye con la línea de investigación de Evaluación de Impacto Ambiental y Desarrollo de Tecnologías Apropiadas del proyecto curricular y el Grupo de Investigación GIIAUD de Ingeniería Ambiental de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

4. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la calidad del agua en la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado (Bogotá D.C.) a través del análisis estadístico de series de tiempo durante el periodo 2004 – 2015.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Desarrollar un modelo estadístico ARIMA para evaluar la variación temporal de los parámetros de calidad de agua en el periodo 2004 – 2015 en la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado (Bogotá D.C.).
- Evaluar comparativamente metodologías estadísticas de análisis de series de tiempo y su efectividad en la estimación de límites de control para los parámetros de calidad del agua tratada en la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado.
- Determinar la correlación entre parámetros de calidad del agua para el establecimiento de parámetros control (indicadores) y posteriormente hacer un análisis comparativo entre estos y los establecidos por la norma técnica de servicio NS – 067 de la E.A.A.B para la evaluación de la calidad del agua y operación en la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado.
- Evaluar la eficiencia operacional de la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado (Bogotá D.C.) a partir de los resultados obtenidos con el establecimiento de límites de control, y la influencia climatológica en la calidad del agua tratada.

5. MARCO TEÓRICO

5.1. ELEMENTOS CONCEPTUALES EN LA POTABILIZACIÓN

La potabilización es el conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos aplicados al agua, con el fin de que sea apta para el consumo humano. Los procesos que se aplican están determinados por el origen del agua (superficial o subterránea), la calidad inicial y las restricciones que se imponen para su uso final que, generalmente, están establecidas por la normatividad (Jiménez, 2001).

5.1.1. Tipos de plantas potabilizadoras

Dependiendo de la calidad del agua cruda, el grado de complejidad del tratamiento es diferente, a continuación se mencionan algunos tipos de plantas potabilizadoras:

5.1.1.1. Planta de remoción de hierro y manganeso

El hierro y el manganeso ocasionan serios problemas a la infraestructura de distribución debido al efecto corrosivo de estos compuestos y la formación de biopelículas al interior de las tuberías; además de sabores poco agradables. La oxidación – filtración, son las barreras de tratamiento comúnmente utilizadas por las plantas de tratamiento para remover hierro y manganeso. Este proceso se puede realizar por medio de tratamientos con uso de químicos (p.ej., cloro y permanganato de potasio) y tratamientos sin químicos (Restrepo *et al.*, 2007). Los procesos comúnmente empleados se pueden ver en la Figura 1.

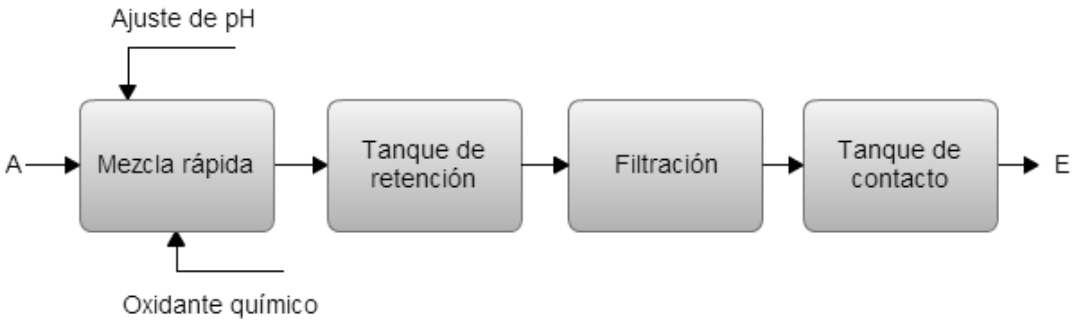


Figura 1. Diagrama de flujo de procesos en una planta de remoción de hierro y manganeso (Romero, 1999)

5.1.1.2. Planta de filtración directa

Este tipo de plantas potabilizadoras no cuenta con sedimentadores, esto se debe a que durante la etapa de diseño (i.e., caracterización de la fuente de abastecimiento) se establece la carga de sólidos presentes en el agua cruda y se determina el uso o no de sedimentadores para la remoción de estos. La filtración en general permite el paso de un fluido a través de un medio poroso que retiene la materia que se encuentra en suspensión (Rojas, 2010). En las unidades de filtración de las estaciones de tratamiento de agua, el medio poroso suele ser generalmente arena, arena más antracita o bien, carbón activado granulado. La materia en suspensión, está constituida por flóculos o microflóculos procedentes de la etapa anterior de sedimentación; sin embargo, también existe la técnica de la filtración directa donde los flóculos son formados expresamente cuando se sigue el proceso conocido como *"micro floculación sobre filtro"* (i.e., filtración directa) (Rojas, 2010). Los procesos comúnmente empleados se pueden ver en la Figura 2.

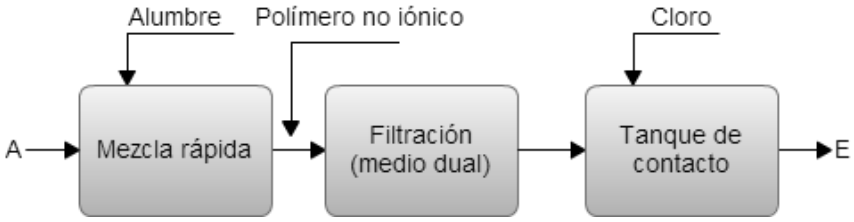


Figura 2. Diagrama de flujo de procesos en una planta de filtración directa (Romero, 1999)

5.1.1.3. Planta de ablandamiento

La dureza en el agua se genera como consecuencia de la presencia de ciertas sales en esta. Los iones presentes en un agua dura son: Calcio (Ca^{++}), magnesio (Mg^{++}) y bicarbonatos (HCO_3^-). La presencia de estos iones es la principal causa de la formación de depósitos en las tuberías y demás equipos utilizados en los sistemas de agua potable y agua de proceso, además, dificulta la disolución de detergentes en el agua (Lenntech, 2008). Las plantas de ablandamiento utilizan los procesos de "soda – cal" o de intercambio iónico, estos procesos eliminan los iones de calcio y

magnesio y los reemplaza por un número equivalente de iones del sodio; los intercambiadores pueden operar de forma automática, semiautomática o manual (Manahan, 2007). Los procesos comúnmente empleados se pueden ver en la Figura 3.

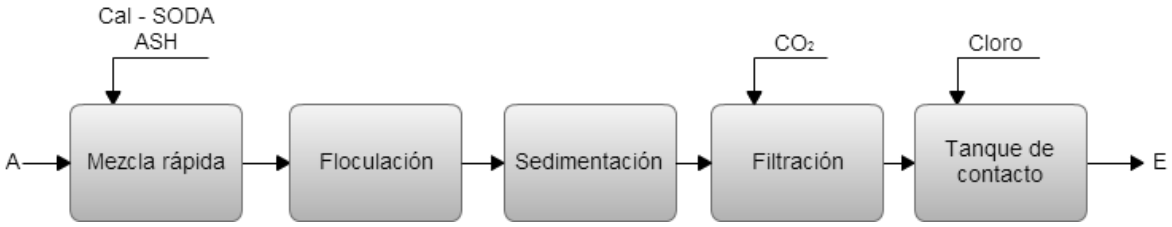


Figura 3. Diagrama de flujo de procesos en una planta de ablandamiento (Romero, 1999)

5.1.1.4. Planta de tratamiento convencional

El proceso convencional consiste en la remoción de partículas suspendidas y coloidales. Generalmente, se realizan procesos de coagulación – floculación y filtración, utilizando coagulantes de sales trivalentes de aluminio y hierro. En el proceso convencional de potabilización se controlan las condiciones de pH y alcalinidad del agua, debido a la influencia de estos parámetros en la eficiencia de la coagulación (OPS, 2005). Los anteriores procesos se pueden ver la Figura 4.

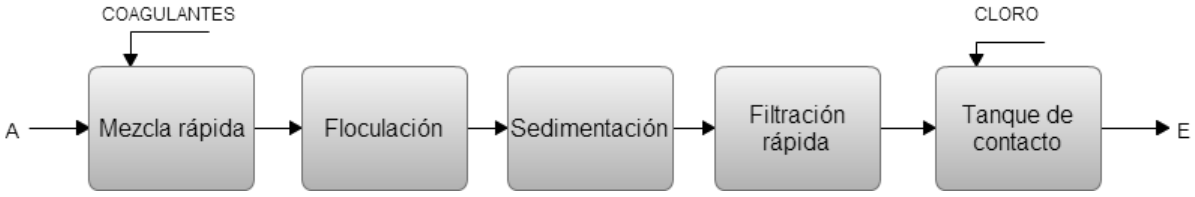


Figura 4. Diagrama de flujo de procesos en una planta de coagulación y filtración convencional (Romero, 1999)

5.1.2. Etapas del proceso de potabilización convencional

En general, según (Romero, 1999; Muñoz & Grau, 2013) para el agua superficial los procesos convencionales son:

- Mezcla rápida: Dispersión de diferentes sustancias químicas (coagulante) y gases. Puede efectuarse mediante turbulencia, provocada por medios hidráulicos o mecánicos (p.ej., canaletas Parshall).
- Floculación: Agitación lenta prolongada durante la cual las partículas se aglomeran, incrementan su tamaño y adquieren mayor densidad.
- Sedimentación: Remoción de los flóculos formados en el proceso anterior.
- Filtración: Remoción del material suspendido (i.e., turbiedad), compuesto de flóculo, suelo, metales oxidados y microorganismos.
- Desinfección: Aplicación de cloro para eliminar organismos patógenos y garantizar una concentración residual de desinfectante en el sistema de distribución.

Tabla 1. Atributos comunes del agua afectados por los procesos convencionales de tratamiento (Romero, 1999)

Atributo	Aireación	Coagulación, floculación y sedimentación	Filtración rápida en arena precedida de (b)	Cloración
	(a)	(b)	(c)	(d)
Bacterias	0	+	++++	++++
Color	0	+++	++++	0
Turbidez	0	+++	++++	0
Olor y sabor	++[1]	(+)	(++)	++++[2] / −−[3]
Dureza	+	(−−)[4]	(−−)[4]	0
Corrosividad	+++[5] / −−−[6]	(−−)[7]	(−−)[7]	0
Hierro y Manganeso	+++	+[8]	++++[8]	0

1. Sin incluir sabores por clorofenoles.
2. Cuando se emplea cloración al punto de quiebre o supercloración seguida de decloración.
3. Cuando no se emplea (2) en presencia de olores y sabores intensos.
4. Algunos coagulantes convierten carbonatos en sulfatos.
5. Mediante remoción de dióxido de carbono.
6. Mediante adición de oxígeno.
7. Algunos coagulantes introducen dióxido de carbono.
8. Después de la aireación.

La efectividad relativa de los procesos usados en sistemas convencionales de tratamiento, se resumen en la Tabla 1. El grado relativo de efectividad de cada proceso se indica por un signo "+" o "-", hasta un límite de cuatro signos; los efectos indirectos se registran mediante paréntesis colocados alrededor de los signos. Otros factores y limitaciones se indican con notas al pie de la tabla.

5.1.3. Empresa de acueducto y alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B.)

En 1955 se creó la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B.), desde entonces, una de las funciones más importantes que cumple es el suministro de agua de excelente calidad, un compromiso que la empresa ha atendido a cabalidad. La E.A.A.B realiza la gestión integral del recurso hídrico, la cual inicia desde la captación de las fuentes de agua superficial utilizadas en los diferentes sistemas de abastecimiento, pasando luego, por los sistemas matrices de acueducto y distribución, para garantizar el suministro de agua en las viviendas, industrias e instituciones existentes en el entorno urbano de la capital. El sistema de abastecimiento está compuesto por el sistema Chingaza, Sumapaz, y el subsistema Cerros Orientales, los cuales cuentan con las plantas de tratamiento Francisco Wiesner, La Laguna, El Dorado, Vitelma y Yomasa. La E.A.A.B. abastece cerca de 1.700.000 usuarios en la ciudad de Bogotá y presta servicios a 11 municipios vecinos. Cuenta con coberturas superiores al 99% en los tres servicios que presta (i.e., acueducto, alcantarillado y aseo) (E.A.A.B, 2006).

5.1.3.1. Planta de tratamiento de agua potable El Dorado

La planta de tratamiento de agua potable El Dorado pertenece a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B), se encuentra localizada en el área rural de Bogotá D.C., en el barrio Uval (Localidad de Usme) y entró en funcionamiento en el año 2001 (E.A.A.B, 2006). Esta planta se abastece del embalse La Regadera y suministra en promedio 0,4 m^3/s de agua potable a usuarios que viven por encima de la cota 2800 m.s.n.m., a la Localidad 5 de Usme sobre los 2850 m.s.n.m. y usuarios que habitan en la margen derecha del río Tunjuelito (Matiz,

2008). La planta tiene una capacidad máxima de tratamiento de 1,6 m^3/s y se realizan procesos de aireación, coagulación, floculación, sedimentación, filtración, desinfección y estabilización de pH, es decir, corresponde a un sistema convencional de potabilización.

5.2. ELEMENTOS CONCEPTUALES ASOCIADOS A LA CALIDAD DEL AGUA

La calidad del agua hace referencia a las condiciones en que se encuentra el agua respecto a sus características físicas, químicas y biológicas en estado natural o después de ser alteradas por acción antrópica. Este concepto ha sido asociado al uso del agua para consumo humano, cuya importancia radica en que el agua es uno de los principales medios para la transmisión de muchas enfermedades que afectan a la población (Lenntech, 2006).

5.2.1. Agua para consumo humano

El agua para consumo humano es apta para dicho fin, cuando no contiene ningún tipo de microorganismo o sustancia, en una concentración que signifique un riesgo para la salud humana y cumpla con los lineamientos establecidos por la autoridad encargada en cada país (Varó & Segura, 2009). Por lo anterior, el agua debe someterse a cambios significativos en su calidad física, química y microbiológica por medio de plantas de purificación, con el objetivo de hacerla apta para el consumo humano (Romero, 2005). El abastecimiento de agua para consumo humano es fundamental para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades (p.ej., gastrointestinales), por lo cual se requiere del establecimiento de límites máximos permisibles en cuanto a sus características físicas, químicas y microbiológicas, que regulen la calidad del agua suministrada, teniendo en cuenta las condiciones presentes en cada region (Ramos *et al.,* 2003).

5.2.2. Parámetros de calidad del agua para consumo humano

Por lo general, la calidad del agua se determina en función de una serie de parámetros físicos, químicos y microbiológicos respecto a directrices o estándares de calidad del agua basados en niveles de toxicidad científicamente aceptables (ONU-DAES, 2014), permitiendo así caracterizarla como apta o no para el consumo humano. Generalmente, se cuantifican mediante pruebas estandarizadas las propiedades y componentes presentes en el agua para establecer su grado de potabilidad o determinar propiedades de interés para el tratamiento, conducción o almacenamiento de esta (Jiménez, 2001).

5.2.2.1. Parámetros físicos

Entre los parámetros físicos comúnmente evaluados se encuentran los denominados organolépticos y están relacionados con la percepción del consumidor, entre estos se tienen: color, olor y sabor (Moreno, 2011). Por otro lado, encontramos los parámetros físicos que afectan directa e indirectamente los procesos de tratamiento y pueden no tener influencia sobre la salud humana, entre ellos: turbiedad, sólidos totales, temperatura y conductividad eléctrica (Campos, 2000).

5.2.2.2. Parámetros químicos

La mayoría de sustancias químicas presentes en el agua son potencialmente peligrosas para la salud después de una exposición prolongada, especialmente aquellos que tienen propiedades tóxicas acumulativas (p.ej., metales pesados). Los parámetros químicos de mayor interés son aquellos que pueden afectar la salud del consumidor o generar consecuencias de tipo económica (Moreno, 2011). Los más importantes al determinar la calidad del agua potable son: alcalinidad, acidez, dureza, pH, oxígeno disuelto, cloruros y residuales de los compuestos empleados en el tratamiento (Campos, 2000).

5.2.2.3. Parámetros microbiológicos

Estos parámetros son los más importantes para determinar la potabilidad del agua, entre los cuales se tienen los Coliformes fecales, huevos de helmintos, *Escherichia coli*, *Vibrio, Cholerae,* entre otros. Las normas se basan, esencialmente, en la necesidad de asegurar la ausencia de bacterias indicadoras de contaminación de desechos humanos, es decir, ausencia de Coliformes fecales (Jiménez, 2001). La presencia de Coliformes y *Escherichia coli* en agua para consumo humano está relacionada con enfermedades gastrointestinales y casos de mortalidad, sobretodo infantil.

5.3. TÉCNICAS Y MÉTODOS EXISTENTES PARA EVALUAR LA CALIDAD DEL AGUA

5.3.1. Vigilancia y control de la calidad del agua para consumo humano

La vigilancia y control de la calidad del agua para consumo humano consiste en la evaluación continua en temas de salud pública y la revisión de la seguridad y aceptabilidad del agua potable suministrada. Es decir, la vigilancia es una herramienta que contribuye a la protección de la salud pública a través del mejoramiento gradual de la calidad, cantidad, accesibilidad, cobertura, costo y continuidad del abastecimientos de agua y es complementaria e independiente de la función del abastecedor que tiene a cargo el control de la calidad del agua para consumo humano (Rojas, 2005). A partir de lo anterior, se definen estrategias que puedan hacer posible la detección, predicción y prevención de la contaminación del agua para consumo humano, con el fin de minimizar la incidencia de enfermedades transmitidas por el agua.

5.3.1.1. Procesos básicos de control de la calidad del agua para consumo humano

La Resolución 2115 de 2007 establece los procesos básicos de control de la calidad del agua para consumo humano, mediante el establecimiento del número y la frecuencia de la toma de muestras. A continuación, se presentan los requerimientos

establecidos para la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado, teniendo en cuenta la población atendida (i.e., usuarios abastecidos).

5.3.1.2. Frecuencia y número de muestras de control de la calidad física y química del agua para consumo humano

El control de los análisis físicos y químicos se realiza en la red de distribución por parte de las personas prestadoras. A continuación, se presentan las frecuencias y número mínimo de muestras establecidas:

Tabla 2. Frecuencias y número de muestras de control de la calidad física y química del agua para consumo humano que debe ejercer la persona prestadora (Resolución 2115, 2007)

Población atendida por persona prestadora por municipio (habitantes)	Características*	Frecuencia mínima	Número mínimo de muestras a analizar por cada frecuencia
100.001 - 500.000	Turbiedad, color aparente, pH, cloro residual libre o residual del desinfectante usado.	Diaria	2
	Alcalinidad, dureza total, hierro total, cloruros, sulfatos, residual del coagulante utilizado, nitratos y nitritos.	Semanal	2
	COT y fluoruros.	Semestral	2

*También se miden aquellas características físicas y químicas de interés en salud pública. Las frecuencias y número de muestras son establecidas por la autoridad sanitaria.

5.3.1.3. Frecuencia y número de muestras de control de la calidad microbiológica del agua para consumo humano

El control para los análisis microbiológicos de coliformes totales y *E. Coli* a realizar al agua para consumo humano por las personas prestadoras en la red de distribución, está sujeta como mínimo a las frecuencias y número de muestras de acuerdo con la población atendida. En la Tabla 3 se presentan las frecuencias y número mínimo de muestras establecidas.

Tabla 3. Frecuencias y número de muestras de control de la calidad microbiológica del agua para consumo humano que debe ejercer la persona prestadora (Resolución 2115, 2007)

Población atendida por persona prestadora por municipio (habitantes)	Frecuencia mínima	Número mínimo de muestras a analizar por cada frecuencia
250.001 - 500.000	Diario	5

5.3.2. Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para Consumo Humano

Este indicador muestra el grado de riesgo de ocurrencia de enfermedades relacionadas con el no cumplimiento de las características físicas, químicas y microbiológicas del agua para consumo humano. La Resolución 2115 de 2007, establece una clasificación del nivel de riesgo en salud, teniendo en cuenta los resultados arrojados por el IRCA, la resolución determina los rangos, niveles de riesgo y las acciones a llevar a cabo (ver Tabla 4).

Tabla 4. Clasificación del nivel de riesgo en salud según el IRCA mensual y acciones que deben adelantarse (Resolución 2115, 2007)

Clasificación IRCA (%)	Nivel de Riesgo	IRCA mensual (acciones)
80,1 – 100	INVIABLE SANITARIAMENTE	Agua no apta para consumo humano, gestión directa de acuerdo a su competencia de la persona prestadora, alcaldes, gobernadores y entidades del orden nacional.
35,1 – 80	ALTO	Agua no apta para consumo humano, gestión directa de acuerdo a su competencia de la persona prestadora y de los alcaldes y gobernadores respectivos.
14,1 – 35	MEDIO	Agua no apta para consumo humano, gestión directa de la persona prestadora.
5,1 – 14	BAJO	El agua no es apta para el consumo humano y es susceptible de mejoramiento.
0 – 5	SIN RIESGO	El agua es apta para el consumo humano y se debe continuar la vigilancia.

De esta manera, el valor del IRCA es de cero puntos (0) cuando cumple con los valores aceptables para cada uno de estos parámetros y de cien puntos (100) para el más alto riesgo cuando no cumple con ninguno de ellos.

5.3.3. Análisis de series de tiempo

El termino series de tiempo denota el conjunto de datos registrados de manera ordenada respecto al tiempo de una variable (Guerrero, 2003). Dado que las series de tiempo consisten de datos numéricos, es común hacer uso de herramientas estadísticas para evaluarlas. Desde la estadística se utilizan dos enfoques:

- Enfoque descriptivo: Resumir y describir de manera concisa, ya sea mediante gráficas o una cuantas medidas descriptivas (p.ej., medidas de tendencia central, localización, variación, etc.), la información con que se cuente.
- Enfoque inferencial: Utilizar muestras representativas para realizar inferencias válidas para la población de donde se obtuvo la muestra.

5.3.3.1. Metodologías estadísticas utilizadas en la evaluación series de tiempo

Existen diferentes metodologías estadísticas para evaluar adecuadamente las series de tiempo, entre las más utilizadas se encuentran las que se mencionan a continuación:

- Modelos no lineales para el análisis de series de tiempo
  - Modelos autorregresivos exponenciales de amplitud diferente (EXPAR) (Bermejo, 2011).
  - Modelo de heterocedasticidad condicional (ARCH) (Quesada, 2011).
- Modelos lineales para el análisis de series de tiempo
  - Modelo de regresión lineal múltiple (MRLM) (Renatas & Ángel, 2006).
  - Modelos autorregresivos e integrado de promedios móviles (ARIMA) (Guerrero, 2003).

5.3.3.1.1. Modelos ARIMA

La mayoría de los fenómenos reales son complejos y requieren de herramientas especializadas para representarlos; por este motivo resulta conveniente tener en cuenta las características de la serie de tiempo, para ello se han desarrollado los modelos ARIMA. Los modelos autorregresivos e integrados de promedios móviles (ARIMA) han tenido un desarrollo excepcional, en especial al momento de analizar las tendencias de parámetros de calidad del agua. Cada una de las tres partes del acrónimo se le denomina componente y modela un comportamiento distinto de la serie. A continuación se presenta una breve explicación de cada uno de los componentes y del modelo ARIMA:

- **Modelos autorregresivos (AR)**

Los modelos autorregresivos (AR) pueden expresarse como:

$$\tilde{Z}_t = \emptyset_1 \tilde{Z}_{t-1} + \emptyset_2 \tilde{Z}_{t-2} + \cdots + \emptyset_p \tilde{Z}_{t-p} + a_t \qquad (5.1)$$

La cual es básicamente una ecuación de regresión lineal, con la característica de que el valor de la variable dependiente $\tilde{Z}_t$ en el periodo t depende, no de los valores de un cierto conjunto de variables independientes, como sucede en el modelo de regresión, sino de sus propios valores, observados en p periodos (i.e., orden del modelo) anteriores a t y ponderados de acuerdo con los coeficientes autorregresivos $\emptyset_1$,…, $\emptyset_p$; y a_t es un proceso de ruido blanco con media igual a cero y varianza constante (Guerrero, 2003). Un modelo autorregresivo de orden p se escribe AR (p).

- **Modelos de promedios móviles (MA)**

La idea básica de estos modelos consiste en representar a un proceso estocástico $\{Z_t\}$, cuyos valores pueden ser dependientes unos de otros, como una suma finita ponderada de choques aleatorios independientes $\{a_t\}$, es decir:

$$\tilde{Z}_t = a_t - \theta_1 a_{t-1} - \theta_2 a_{t-2} - \cdots - \theta_q a_{t-q} \quad (5.2)$$

Donde $\{\tilde{Z}_t\}$ representa las desviaciones de $\{Z_t\}$ respecto a su nivel medio μ (i.e., $\tilde{Z}_t = Z_t - \mu$) y $\theta_1, \theta_2, \ldots, \theta_q$ son las ponderaciones (parámetros de promedios móviles) asociados con los choques aleatorios en los periodos $t-1, t-2, \ldots, t-q$, respectivamente (Guerrero, 2003). Un modelo de promedios móviles de orden q se escribe MA (q).

- **Modelos ARMA**

Una generalización de los modelos AR y MA, consiste en combinar ambas clases de modelos para obtener lo que se conoce como modelos autorregresivos y de promedios móviles (ARMA). Dicha generalización surge del hecho de que las series de tiempo observadas, muchas veces presentan características tanto de procesos autorregresivos como de procesos de promedios móviles (Guerrero, 2003). El caso general de proceso ARMA (p, q) se representa mediante:

$$\emptyset(B)\tilde{Z}_t = \theta(B)a_t \quad (5.3)$$

Donde los polinomios $\emptyset(B)$ y $\theta(B)$ son de orden p y q respectivamente, es decir:

$$\tilde{Z}_t = \emptyset_1 \tilde{Z}_{t-1} + \emptyset_2 \tilde{Z}_{t-2} + \cdots + \emptyset_p \tilde{Z}_{t-p} + a_t - \theta_1 a_{t-1} - \theta_2 a_{t-2} - \cdots - \theta_q a_{t-q} \quad (5.4)$$

- **Modelos ARIMA**

Los modelos autorregresivos e integrados de promedios móviles (ARIMA) pueden ser vistos como una generalización de los modelos ARMA. Un cierto tipo de no-estacionariedad mostrada por algunas series de tiempo, puede representarse mediante la simple toma sucesiva de diferencias de la serie original, esto permite gran flexibilidad al representar modelos ARMA, lo que se hace es aplicar un operador diferencia ∇^d, cuya función principal es eliminar una posible tendencia

polinomial de orden d, presente en la serie en estudio (Guerrero, 2003). Es posible construir el proceso estacionario $\{W_t\}$, en donde:

$$W_t = \nabla^d \tilde{Z}_t \tag{5.5}$$

Para esta nueva serie es posible obtener un modelo ARMA: $\emptyset(B)W_t = \theta(B)a_t$, lo cual sería equivalente a considerar el modelo ARIMA:

$$\emptyset(B)\nabla^d \tilde{Z}_t = \theta(B)a_t \tag{5.6}$$

Un modelo ARIMA (p, d, q) indica que consta de un polinomio autorregresivo de orden p, de una diferencia de orden d y de un polinomio de promedios móviles de orden q. De esta manera, el modelo ARIMA (p, d, q) se representa mediante:

$$W_t = \emptyset_1 W_{t-1} + \cdots + \emptyset_p W_{t-p} + a_t - \theta_1 a_{t-1} - \cdots - \theta_q a_{t-q} \text{ , con } W_t = \nabla^d \tilde{Z}_t \tag{5.7}$$

5.4. EXPERIENCIAS NACIONALES E INTERNACIONALES ASOCIADAS A LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Los índices de calidad del agua (ICA) son una herramienta importante para la evaluación del recurso hídrico, simplificando a una expresión simple la interpretación de los datos de su monitoreo. A nivel mundial se han desarrollado diferentes ICA, entre los que se destaca el de la *National Sanitation Foundation* (ICA – NSF), desarrollado por Brown *et al.* (1970) para ríos de Estados Unidos y ampliamente empleado y validado o adaptado en diferentes estudios internacionales (Torres *et al.*, 2010). Para el año 2011, la Dirección Nacional de Calidad del Agua de Ecuador analizó la Subcuenca del río Coca mediante el ICA – NSF, con el objetivo de identificar las principales actividades antrópicas causales de la disminución de la calidad del agua (DNCA, 2012).

A partir de los resultados del estudio, se tuvo que cauces pertenecientes a la Subcuenca, tales como el río Papallacta y Cosanga, presentaron contaminación leve (i.e., ICA – NSF= 75,95) y aceptable (i.e., ICA – NSF= 87,95) respectivamente,

estableciendo que el agua del río Cosanga se podía consumir después de realizarse un tratamiento mínimo de potabilización.

Por otro lado, el Instituto Nacional de Salud en Colombia, desarrolló el aplicativo "Sistema de Información de la Vigilancia de la Calidad del Agua para Consumo Humano - SIVICAP", permitiendo a todas las Autoridades Sanitarias, reportar los datos de la vigilancia de la calidad del agua, en función de sus actividades de inspección, vigilancia y control en el país (Instituto Nacional de Salud, 2012). Para el año 2013, del total de la población vigilada en la ciudad de Bogotá, 7.076.915 habitantes (92,21%) consumieron agua potable, 370.470 habitantes (4,83%) agua segura, 146.760 habitantes (1,91%) agua con bajo o nulo tratamiento y finalmente 80.220 habitantes (1,05%), agua directamente de la fuente (Instituto Nacional de Salud, 2014). Adicionalmente, se estableció el grado de aceptabilidad de las muestras recolectadas para el área urbana y rural de la ciudad, teniendo como punto de referencia la Resolución 2115 del 2007, los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que cumplieron con lo establecido en la normatividad se consideraron aceptables, como se puede ver a continuación:

Tabla 5. Aceptabilidad de los parámetros microbiológicos y fisicoquímicos del agua para consumo humano en Bogotá D.C., 2013 (Instituto Nacional de Salud, 2014)

Parámetro		Aceptabilidad (%)	
		Urbano	Rural
Microbiológico	*E. Coli*	98,37	65,44
	Coliformes Totales	97,10	54,95
Fisicoquímico	Color	98,86	63,6
	Turbidez	96,13	68,6
	pH	98,64	87,72
	Cloro residual libre	95,47	30,46

Respecto a las plantas de tratamiento de agua potable, la evaluación de la calidad del agua suministrada se basa principalmente en la toma de muestras con el fin de establecer tendencias en los parámetros de calidad del agua después de haber sido tratada, Akoto *et al.* (2014) evaluaron los cambios en la calidad del agua en la planta de tratamiento de agua en la ciudad de Owabi (Ghana) mediante el análisis de muestras en diferentes fases del tratamiento, durante un periodo de cinco meses. Los resultados demostraron que parámetros fisicoquímicos como la conductividad eléctrica, no presentaron cambios significativos, teniendo una conductividad eléctrica inicial de 350 µS/cm y final de 331,90 ± 13,48 µS/cm. Lo anterior reflejó que el tratamiento no tuvo un impacto significativo en este parámetro, sin embargo, se mantuvo dentro de las directrices de la OMS. Adicionalmente, un análisis de correlación permitió establecer que los cambios en este parámetro tenían una fuerte correlación con los sólidos totales ($\mathrm{r} = 0{,}984$).

Por otro lado, la efectividad del desarrollo de modelos ARIMA para evaluar y generar pronosticos, en especial para la calidad el agua, fue evidenciada por Ahmad *et al*. (2001); caso particular para la serie de tiempo de conductividad electrica, al identificarse modelos ARIMA que describieron adecuadamente el componente estocástico de este parámetro en las estaciones de estudio. Adicionalmente, se evaluaron otras metodologías como los modelos Thomas & Fiering, concluyendo que no fue efectiva esta metodología para modelar las serie de cloruros y DBO, además presentó deficiencias para la serie de conductividad electrica. De lo anterior, se consideró apropiado el uso de modelos ARIMA para todos los parámetros de calidad del agua, cuyos valores ajustados se encontraron cerca de los valores observados.

Recientemente, una investigación realizada por Khalil & Zhang (2014) analizó las series de tiempo de parámetros de calidad del agua del río Stillaguamish (Washington D.C. – Estados Unidos), entre ellos, pH y oxígeno disuelto, haciendo uso de la metodología de los modelos ARIMA. Los resultados obtenidos indicaron que los modelos determinados para cada serie de tiempo (i.e., pH y oxígeno

disuelto) fueron apropiados y capaces de predecir valores futuros con exactitud. Lo anterior, se evidenció en la etapa de verificación del modelo, donde los coeficientes de correlación r fueron cercanos a 0,9 y ninguno menor que 0,78; indicando estrecha correlación entre los valores pronosticados y observados de cada serie de tiempo.

5.5. NORMATIVIDAD ASOCIADA

La normatividad internacional está regulada por la Organización Mundial de la Salud (OMS), la cual establece las directrices que son punto de referencia mundial para el establecimiento de estándares y seguridad del agua potable. Dichas directrices están dirigidas a parámetros físicos, químicos, microbiológicos y, la vigilancia y control del agua suministrada a la población. Por otro lado, en la Tabla 6 se presenta el desarrollo que ha tenido la normatividad relacionada con el agua potable a nivel nacional.

Tabla 6. Normatividad nacional relacionada con el agua para consumo humano

Ley 9 de 1979	Se dictan medidas y establece el control sanitario de los usos del agua.
Decreto 1594 de 1984	Reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9 de 1979 y establece valores máximos aceptables para diferentes parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua.
Decreto 475 de 1998	Expide normas organolépticas, físicas, químicas y microbiológicas de la calidad del agua potable (Ver Tabla 7).
Decreto 1575 de 2007	Establece el sistema para la protección y control de la calidad del agua, con el fin de monitorear, prevenir y controlar los riesgos para la salud humana causados por su consumo.
Resolución 2115 de 2007	Reglamenta el control y la vigilancia del agua para el consumo humano, recomendando valores máximos permisibles para parámetros físicos, químicos y microbiológicos (Ver Tabla 7).

Tabla 7. Límites máximos permisibles parámetros físicos, químicos y microbiológicas del agua

Parámetro	Decreto 475 de 1998	Resolución 2115 de 2007	Parámetro		Decreto 475 de 1998	Resolución 2115 de 2007
Turbiedad, UNT	5	2	Cloro residual, Cl_2	Libre	0,2 - 1	0,3 - 2
Color aparente, UPC	15	15		Total	-	-
Conductividad, µS/cm	50 - 1000	1000		Combinado	-	-
pH	6,5 - 9	6,5 - 9	Oxígeno disuelto		-	-
Alcalinidad, $CaCO_3$	100	200	Nitritos, NO_2^-		0,1	0,1
Cloruros, Cl^-	250	250	Nitratos, NO_3^-		10	10
Dureza total, $CaCO_3$	160	300	Sulfatos, SO_4^{2-}		250	250
Hierro total, Fe	0,3	0,3	Coliformes totales, UFC/100 cm^3		0	0
Aluminio residual, Al^{3+}	0,2	0,2	*E. Coli,* UFC/100 cm^3		0	0

Nota: Todos los valores están expresados en mg/L a excepción de aquellos que indiquen lo contrario.

Adicionalmente, en Bogotá D.C., las plantas potabilizadoras de la E.A.A.B se rigen en la norma técnica de servicio NS-067 de la empresa, la cual establece los requisitos fisicoquímicos que debe cumplir el agua a la salida de las plantas de tratamiento (Ver Tabla 8). En comparación con la norma vigente, se tiene que los valores admisibles son más estrictos, particularmente para el caso de la alcalinidad total, el cual es aproximadamente 17 veces menor al establecido en la Resolución 2115 de 2007.

Tabla 8. Valores admisibles del agua a la salida de la PTAP El Dorado (NS-067, 2009)

Parámetro	Unidad	Mínimo	Máximo
Turbiedad	UNT	-	0,8
Color aparente	UPC	-	8
pH	Unidades	6,5	8,1
Alcalinidad	mg/L	-	12
Cloro residual libre	mg/L	0,7	2

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE INVESTIGACIÓN

La investigación se llevó a cabo en la planta de tratamiento de agua potable (PTAP) “El Dorado”, siendo esta una de las tres principales PTAP que hace parte del sistema de abastecimiento y distribución de agua potable para el Distrito Capital, pertenece a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B.) y se encuentra ubicada en la vía que conduce de Bogotá a Villavicencio, en la Localidad de Usme al sur de la ciudad (ver Figura 5) y abastece de agua potable a más de 300.000 habitantes del sur de la Capital (Matiz, 2008).

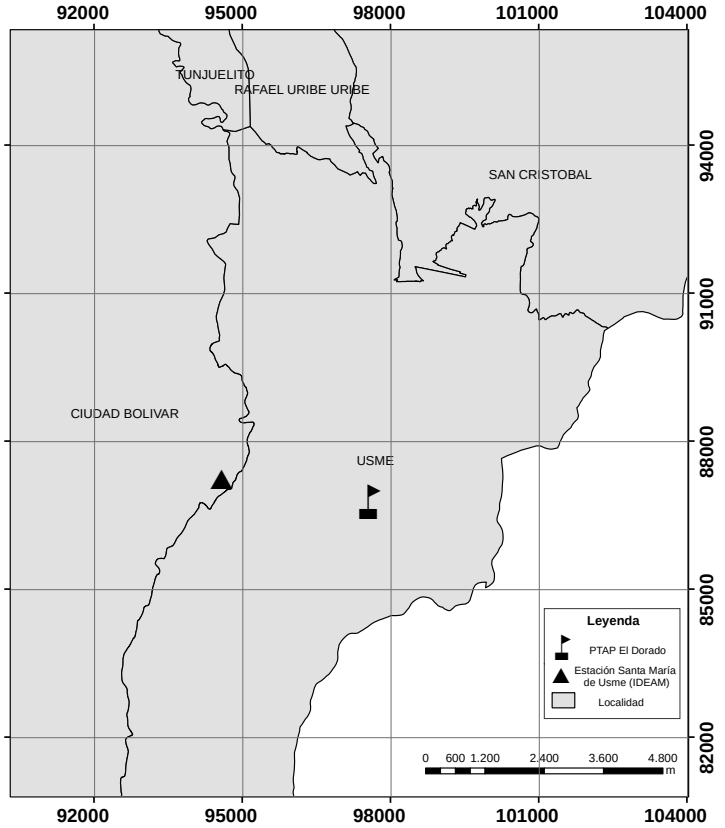


Figura 5. Esquema de localización PTAP El Dorado Bogotá D.C

La planta trata agua proveniente de tres fuentes naturales, del embalse Los Tunjos del cual se capta 1 m^3/s, embalse de Chizacá del que se captan 6 m^3/s y el embalse de La Regadera del cual se captan 4 m^3/s. A este último Embalse llega el agua

captada de los embalses Los Tunjos y Chizacá, con lo cual el embalse de La Regadera es el punto de captación final. Desde allí, el agua es transportada a una distancia de 10 km hasta el punto de derivación y empalme. Finalmente, el agua es transportada a una distancia de 1,1 km hasta llegar a la planta (Matiz, 2008).



Figura 6. Cascada de entrada y canaleta Parshall en la PTAP El Dorado

Los procesos de tratamiento realizados en la planta constan de (sistema convencional de tratamiento):

- Cámara de entrada: Tiene una capacidad de 32,85 m^3, con una profundidad de 3,65 m, 4,5 m de largo y 2 m de ancho. En el costado derecho tiene un vertedero de rebose diseñado para un caudal de 1,6 m^3/s.
- Cascada: Se genera la re-aireación del agua por medio de una cascada formada por un vertedero semicircular (ver Figura 6), este proceso permite la precipitación de algunos metales pesados. Se aplica la “pre-cal” en el caso que el pH del agua sea bajo (i.e., ácido).
- Mezcla rápida: Al salir de la cascada el agua pasa por una canaleta Parshall, la cual tiene 1,94 m de ancho en su entrada, posteriormente este se reduce a 1,2 m generando un resalto hidráulico, el cual es aprovechado para la mezcla rápida y efectiva del coagulante (sulfato de aluminio).

- Floculación: Proceso mediante el cual las partículas son aglutinadas para que puedan ser retiradas del agua. El Dorado utiliza el medio de floculación mecánica, con cinco floculadores de eje horizontal en serie, cada uno de estos tiene un volumen de 134,95 m^3.
- Sedimentación: En este proceso se retiran los flocs formados en el proceso anterior. Se utilizan varios tanques en paralelo en los cuales se deja el agua en reposo para que los flocs se decanten.
- Filtración: Consiste en el paso del agua por un medio poroso. La planta utiliza una filtración convencional (genera en total una retención de sólidos suspendidos máxima del 99%), para la cual el agua ha pasado previamente por un tren de tratamiento convencional antes de pasar por los filtros.
- Desinfección: En este proceso se remueven, destruyen o inactivan los microorganismos patógenos por medio de la adición de una sustancia química u otro proceso (p.ej., cloro o MIOX: mezcla de oxidantes).

Los procesos anteriores se realizan en conjunto como se puede ver en la Figura 7, con el fin de garantizar un suministro de agua apta para el consumo de la población.

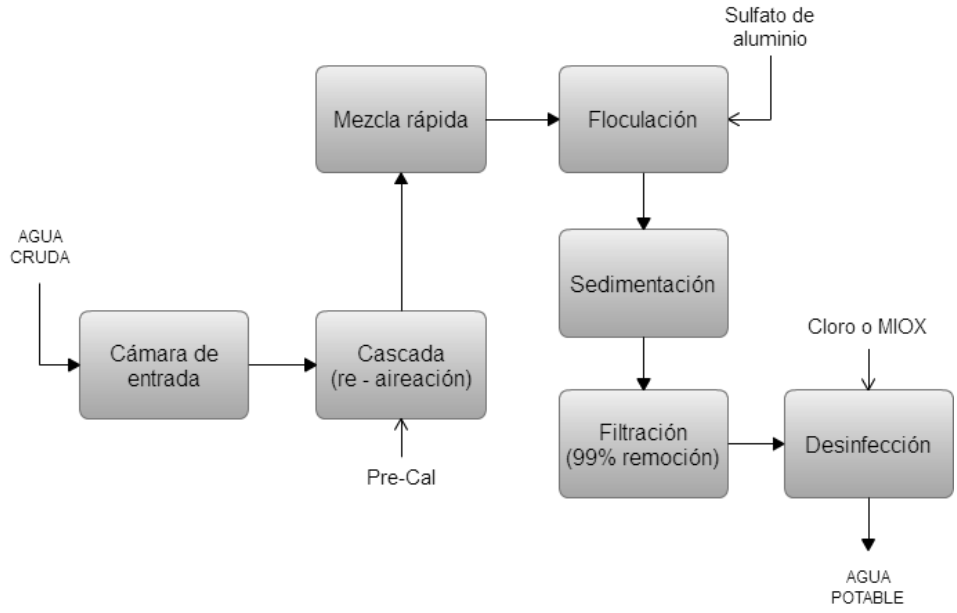


Figura 7. Diagrama de flujo del proceso de potabilización en la PTAP El Dorado

6.1.1.1. Frecuencia de muestreo en la PTAP El Dorado

Los análisis de laboratorio en la planta se realizan de acuerdo con métodos estándar reconocidos nacional e internacionalmente y de acuerdo con las normas NTC – ISO 5667. Normalmente se toman muestras en cada turno o tres veces al día, pero la frecuencia del muestreo depende del estado de la calidad del agua; lo anterior, con el fin de hacer un continuo seguimiento y llevar el control del estado de la calidad del agua y que esta sea apta para el consumo humano.

6.1.1.2. Parámetros de medición en la PTAP El Dorado

La planta de tratamiento de agua potable El Dorado realiza la medición de 19 parámetros, los cuales se relacionan en la Tabla 9 con su respectivo método de análisis.

Tabla 9. Métodos de análisis de los parámetros para la calidad del agua (NS-013, 2008)

Parámetro		Técnica	Parámetro		Técnica
Turbiedad UNT		NEFELOMÉTRICO 2130B	Aluminio residual		ERIOCROMOCIANINA R SM-3500 AL B
Color		FOTOMETRÍA-2120-D / COMPARACION VISUAL 2120-B	Cloro residual	Libre	COLORIMÉTRICO DPD DM 4500 CL G
Conductividad		ELECTROMÉTRICO 2510-B		Total	COLORIMÉTRICO DPD DM 4500 CL G
pH		ELECTROMÉTRICO 4500-H-B		Combinado	COLORIMÉTRICO DPD DM 4500 CL G
Alcalinidad		TITULOMÉTRICO 2320-B	Oxígeno disuelto		TITULOMÉTRICO 4500-O – C
Cloruros		TITULOMÉTRICO 4500-CL – C	Nitritos		COLORIMÉTRICO 4500-NO_2-B
Dureza	Total	TITULOMÉTRICO 2320-B/ AA – cálculo	Nitratos		COLORIMÉTRICO 4500-NO_3-B
	Cálcica	TITULOMÉTRICO 2320-B/ AA – cálculo	Sulfatos		TURBIDIMÉTRICO 4500-SO_4-E
Hierro total		ABSORCION ATOMICA 3111-B, 3111-C/ ICPLASMA 3500 FE-C	Coliformes totales - *E. Coli*		FILTRACIÓN POR MEMBRANA 9222

6.2. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA METODOLOGÍA

El desarrollo metodológico del presente proyecto estuvo constituido por siete fases, las cuales estuvieron orientadas a cumplir con los objetivos planteados y resolver las preguntas de investigación propuestas en el Capítulo 2. La primera fase consistió en la recolección de datos y revisión bibliográfica, con el fin de contar con la información requerida para el desarrollo de la investigación y de reforzar las bases teóricas. En la segunda fase se establecieron tres hipótesis para el desarrollo de la investigación fundamentadas en: i) las correlaciones directas o indirectas entre los parámetros de la calidad del agua, ii) los modelos ARIMA y su efectividad al pronosticar apropiadamente series de tiempo de parámetros de la calidad del agua y iii) el establecimiento de límites de control para series de tiempo como instrumento de evaluación de la calidad del agua en plantas potabilizadoras.

Posteriormente, en la tercera fase se construyó una matriz causa – efecto, la cual permitió establecer las relaciones de causalidad entre las acciones y sus efectos sobre el medio. La cuarta y quinta fase tuvieron como objetivo evaluar la información desde un enfoque estadístico y analizar la correlación entre los parámetros de calidad del agua con el fin de establecer parámetros indicadores de la calidad del agua en la PTAP El Dorado. Finalmente, en las fases 6 y 7, se construyeron los modelos ARIMA teniendo en cuenta la metodología propuesta por Box & Jenkins (1970) y se realizó un análisis comparativo entre los resultados obtenidos en la fases 4 y 6, con el fin de determinar la metodología más apropiada para evaluar eficientemente la calidad del agua en la planta PTAP El Dorado. La descripción general de cada una de las fases de la metodología se presenta a continuación (ver Figura 8).

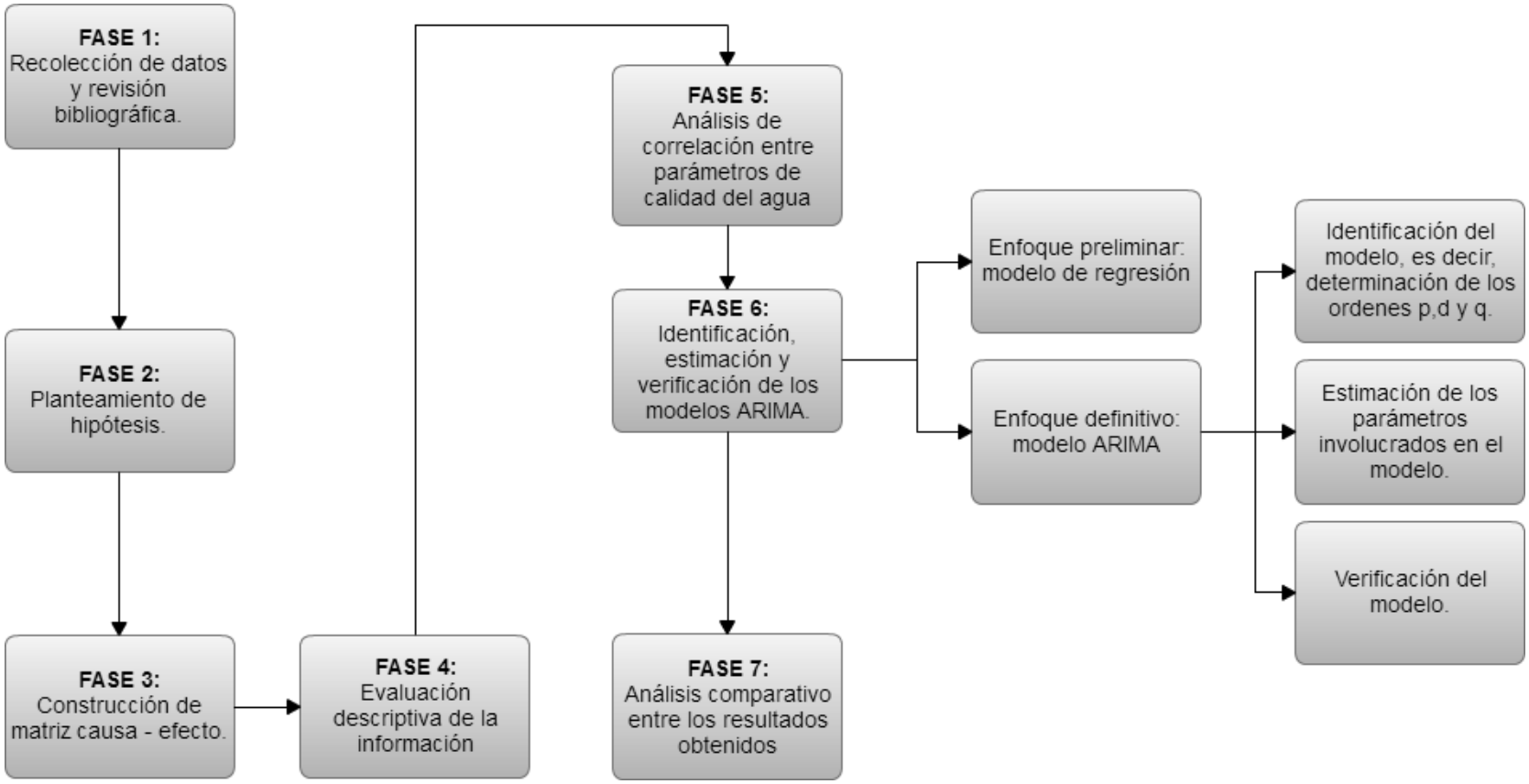


Figura 8. Diagrama de flujo para las fases de la investigación

6.2.1. FASE 1: Recolección de datos y revisión bibliográfica

En esta primera etapa se realizó una revisión bibliográfica, lo cual permitió profundizar en temas relacionados con la calidad y potabilización del agua, salud pública y modelos estadísticos para series de tiempo; permitiendo establecer las bases teóricas de la presente investigación. Adicionalmente, a partir de las investigaciones relacionadas, se compararon diferentes metodologías estadísticas para el análisis de series de tiempo de parámetros de calidad del agua con el fin de identificar las ventajas y desventajas de aplicar uno u otra metodología a la hora de evaluar la calidad del agua.

6.2.1.1. Verificación de la representatividad de los datos

Se recopilaron los valores de concentración diaria de los parámetros de calidad del agua mencionados en la Tabla 10, los cuales son medidos por el laboratorio de calidad del agua de la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado, obteniendo datos diarios para el periodo comprendido entre los años 2004 y 2015. Posteriormente, se evaluó la representatividad de los datos teniendo en cuenta el porcentaje de datos faltantes, la periodicidad del muestreo y las variaciones a lo largo del tiempo de muestreo. Teniendo en cuenta las variaciones a lo largo del tiempo y la periodicidad del muestreo, se descartaron los parámetros: oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, Coliformes totales y *E. Coli*. Lo anterior, debido a que estos parámetros a excepción de oxígeno disuelto y nitratos, presentaron valores iguales a cero en la mayoría de los días del periodo establecido, por otro lado, oxígeno disuelto y nitratos presentaron discontinuidades en la frecuencia de muestreo (i.e., muestreo semanal).

6.2.1.2. Tiempo de muestreo

Para el desarrollo de la presente investigación, se estableció inicialmente un periodo de estudio correspondiente a 11 años (01 de enero 2004 – 28 de febrero 2015), obteniendo un total de 4077 días a evaluar para cada uno de los parámetros en estudio. Dentro de los datos obtenidos para el tiempo de estudio se presentaron

intervalos de tiempo en los cuales la Planta de Tratamiento de Agua Potable el Dorado no reportó datos, debido a cierres por fallas operacionales dentro y fuera de esta. A partir de lo anterior, se procesaron los datos y se estableció el porcentaje de datos faltantes, lo cual se puede ver a continuación:

Tabla 10. Casos válidos y perdidos de la información

Parámetro	Válidos		Perdidos	
	N	Porcentaje	N	Porcentaje
Turbiedad	3579	87,8%	498	12,2%
Color	3576	87,7%	501	12,3%
Conductividad	3577	87,7%	500	12,3%
pH	3578	87,8%	499	12,2%
Alcalinidad Total	3580	87,8%	497	12,2%
Cloruros	3149	77,2%	928	22,8%
Dureza Total	3158	77,5%	919	22,5%
Hierro Total	3553	87,1%	524	12,9%
Aluminio Residual	3570	87,6%	507	12,4%
Cloro Residual Libre	3580	87,8%	497	12,2%
Cloro Residual Combinado	3578	87,8%	499	12,2%
Cloro Residual Total	3579	87,8%	498	12,2%
Sulfatos	3148	77,2%	929	22,8%

En general, se contó con más del 75% de la información, pero, parámetros como sulfatos, dureza total, dureza cálcica y cloruros, presentaron discontinuidades en los primeros años del periodo establecido, lo cual correspondió a la entrada en vigencia de la Resolución 2115 de 2007, la cual reguló las frecuencias de muestreo de los parámetros de calidad del agua por parte de las personas prestadoras. A partir de lo anterior, se estableció un segundo periodo de muestreo correspondiente a 8 años (01 de diciembre 2006 – 28 de febrero 2015) obteniendo un total de 3012 días a evaluar, esto con el fin de contar con información diaria y continua de los parámetros en estudio. Los datos fueron procesados y se obtuvo un porcentaje de información

faltante no mayor al 4,2 % para todos los parámetros, los cuales fueron considerados y evaluados en la Fase 6 mediante el desarrollo de los modelos ARIMA.

6.2.2. FASE 2: Planteamiento de hipótesis

A partir de la revisión bibliográfica y los resultados de otras investigaciones relacionadas, se establecieron tres hipótesis para el desarrollo de la investigación a partir del análisis estadístico de series de tiempo de parámetros de calidad del agua: (i) existe correlación directa e indirecta entre las características físicas, químicas y microbiológicas del agua. (ii) los modelos ARIMA pueden pronosticar apropiadamente series de tiempo de parámetros relacionados con la calidad del agua y (iii) el establecimiento de límites de control para series de tiempo de parámetros de calidad del agua mediante el desarrollo de modelos ARIMA permite realizar una evaluación más óptima de la calidad del agua para consumo humano.

6.2.2.1. Hipótesis No. 1

La primera hipótesis, e*xiste correlación directa e indirecta entre las características físicas, químicas y microbiológicas del agua*; surgió a partir de los resultados obtenidos por Akoto *et al.* (2014) donde se estableció la relación entre solidos totales – turbiedad y color – alcalinidad, con coeficientes de correlación lineal de 0,843 y 0,564 respectivamente. Por otro lado, Farooq & Hashmi (2007) evaluaron la relación entre coliformes totales y turbiedad, mostrando una fuerte relación entre ambas variables (i.e., $r = 0{,}784$).

6.2.2.2. Hipótesis No. 2

La segunda hipótesis, *los modelos ARIMA pueden pronosticar apropiadamente series de tiempo de parámetros relacionados con la calidad del agua*; surgió a partir de la efectividad de los modelos ARIMA a la hora de generar pronósticos, en especial para series de tiempo de parámetros de calidad el agua, lo cual fue evidenciado por Ahmad *et al*. (2001) y Khalil & Zhang (2014), para series de tiempo de pH, DBO, oxígeno disuelto, entre otros, donde los resultados obtenidos indicaron

que los modelos determinados para cada serie de tiempo fueron apropiados y capaces de predecir valores futuros con exactitud.

6.2.2.3. Hipótesis No. 3

La tercera hipótesis, *el establecimiento de límites de control para series de tiempo de parámetros de calidad del agua mediante el desarrollo de modelos ARIMA permite realizar una evaluación más óptima de la calidad del agua para consumo humano*; surgió a partir de los resultados obtenidos por Ahmad *et al*. (2001) y Ömer (2009), donde se evidenció la ausencia de límites de control para las series de tiempo pronosticadas. Lo anterior, es importante según UNECE (2002) dada las fluctuaciones que se pueden presentar a lo largo del tiempo, además, son utilizados como criterio para evaluar la significancia de la información y establecer límites de alerta en la calidad del agua para la presente investigación.

6.2.3. FASE 3: Construcción de matriz causa – efecto

Se desarrolló una matriz causa – efecto, la cual permitió establecer las relaciones de causalidad entre las acciones y sus efectos sobre el medio, estableciendo problemas de entrada (causas) y problemas de salida (efectos), basados en la metodología propuesta por el alemán Frederic Vester y su técnica de identificación y determinación de las causas y consecuencias respecto a una problemática.

Esta metodología facilita la identificación de problemas ambientales ya que aporta los elementos suficientes de relaciones causa – efecto entre los factores y problemas bajo análisis, y llegar a la detección de problemas críticos y sus respectivas consecuencias, para así determinar cuáles son las causas que requieren mayor atención, para establecer alternativas de corrección, prevención y control (Holguín, *et al*. 2013). Una vez identificados los problemas relacionados con el estado de la calidad del agua para consumo humano en la ciudad de Bogotá, se procedió a asignar una valoración correspondiente al grado de causalidad de cada problema respecto a los demás como se muestra a continuación (Ver Tabla 11):

Tabla 11. Valoración y grado de causalidad del problema

0	No es causa
1	Es causa indirecta
2	Es una causa semi - directa
3	Es causa directa

Posteriormente, se sumaron las valoraciones a nivel de filas (activos) y columnas (pasivos), correspondientes al grado de causalidad de cada problema sobre los restantes y el nivel de consecuencia o efecto de todos los problemas sobre el problema particular, respectivamente (Holguín *et al*., 2013). Finalmente, los resultados obtenidos se llevaron a un plano cartesiano, en el eje horizontal se ubicaron los activos y en el eje vertical los pasivos. Se dividieron ambos ejes por la mitad teniendo como resultado cuatro cuadrantes donde se agruparon los problemas de la siguiente manera: (i) Efectos, (ii) problemas, (iii) problemas indiferentes y (iv) causas. La aplicación de dicha metodología y la agrupación por cuadrantes, permitió la identificación del problema central con sus principales causas y consecuencias.

6.2.4. FASE 4: Evaluación descriptiva de la información

Durante el desarrollo de la Fase 1 se evaluó la representatividad de la información, contando con más del 75% de la información para cada parámetro en estudio, permitiendo de esta manera trabajar con información significativa. Posteriormente, se procesó y analizó teniendo en cuenta las siguientes medidas estadísticas descriptivas:

- **Medidas de tendencia central**

Inicialmente, se determinaron medidas de tendencia central tales como la media, la mediana y la moda, las cuales son medidas resumen que indican un valor alrededor de cual se distribuye la información. Lo anterior, debido a que los conjuntos de datos muestran una tendencia a agruparse alrededor de un punto central (i.e., valor típico descriptivo) (Estuardo, 2012).

- **Medidas de dispersión**

Por otro lado, se establecieron medidas de dispersión tales como el rango, la desviación estándar y la varianza, permitiendo así establecer el grado de variación o diseminación de los datos con respecto al valor central, es decir, qué tan alejados se encontraban de la media y que tan heterogénea era la información (Hernández *et al.,*1997).

- **Medidas de localización**

Las medidas de localización determinadas para el análisis estadístico de los parámetros fueron los percentiles y la asimetría. Dichas medidas permitieron conocer la distribución de las observaciones en las series de tiempo correspondientes, además, cómo las observaciones se dispersaban o agrupaban respecto a los valores medios (Hernández *et al.,* 1997).

- **Intervalos de confianza**

Dentro del desarrollo del análisis estadístico de la información se establecieron intervalos de confianza (i.e., 95% de confianza) para cada uno de los parámetros de calidad del agua, con el fin de establecer un rango en el cual podría encontrarse el valor medio de concentración de cada parámetro. Lo anterior, debido a las fluctuaciones de estas variables en el tiempo.

Para el procesamiento y análisis de los datos se hizo uso del software Microsoft Excel 2013 y del software estadístico IBM – SPSS Statistics versión 22. Adicionalmente, se evaluaron los parámetros en tres escalas de tiempo: semanal, mensual y diaria, con el fin de evaluar cambios a corto, mediano y largo plazo.

6.2.4.1. Representación gráfica de los datos

Mediante la representación gráfica de la información se identificaron patrones y tendencias que pudieron ser inadvertidos durante el análisis estadístico básico y no se logran apreciar de manera numérica. Posterior al procesamiento de los datos, se elaboraron las gráficas correspondientes que representaron los comportamientos

anteriormente mencionados de los parámetros en estudio, lo que permitió establecer valores extremos en las series de tiempo y tendencias diarias, semanales y mensuales en las observaciones.

6.2.4.2. Comparación de los valores con la norma

Dentro de la evaluación descriptiva de la información, se realizó una comparación entre las concentraciones de los parámetros mencionados en la Tabla 10 y la normatividad legal vigente a excepción de aquellos que no fueron contemplados en la norma, lo anterior, con el fin de evaluar el cumplimiento de los requerimientos de potabilidad por parte de la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado. Inicialmente, se evaluó el periodo comprendido entre el 1 de Enero de 2004 y el 22 de Junio de 2007, teniendo como punto de referencia el Decreto 475 de 1998 siendo esta la norma vigente antes de la expedición de la Resolución 2115 de 2007; con la cual se evaluó el cumplimiento de la normatividad para el periodo posterior. Adicionalmente, se evaluó el cumplimiento de la planta con la Norma Técnica de Servicio NS – 067 de 2009 a partir del periodo comprendido entre el 18 de Septiembre de 2009 y el 28 de Febrero de 2015, teniendo en cuenta los valores máximos aceptables mencionados en la Tabla 8.

6.2.4.3. Cálculo índice de riesgo de la calidad del agua para consumo humano – IRCA

Para obtener el índice de riesgo de la calidad del agua para consumo humano, se tuvo en cuenta el puntaje de riesgo para cada parámetro (Ver Tabla 12) correspondiente al incumplimiento con los valores estipulados por la Resolución 2115 de 2007 y mencionados en la Tabla 7. Por otro lado, al presentarse parámetros que no fueron medidos por la planta, el puntaje de riesgo correspondiente se atribuyó equitativamente a las demás características medidas.

Tabla 12. Puntajes de riesgo parámetros físicos, químicos y microbiológicos (Resolución 2115, 2007)

Parámetro	Puntaje	Parámetro	Puntaje
Color aparente	6	Dureza total	1
Turbiedad	15	Sulfatos	1
pH	1,5	Hierro total	1,5
Cloro residual libre	15	Cloruros	1
Alcalinidad total	1	Nitratos	1
Calcio	1	Nitritos	3
Fosfatos	1	Aluminio	3
Manganeso	1	Fluoruros	1
Molibdeno	1	COT	3
Magnesio	1	Coliformes totales	15
Zinc	1	*E*. Coli	25

Finalmente, se calculó el índice como el cociente entre la sumatoria de los puntajes de riesgo de las características no aceptables y todas las características analizadas. Una vez obtenido el valor del IRCA, se hizo la clasificación correspondiente, teniendo en cuenta la Tabla 4 presentada en el Capítulo 5.3.2; permitiendo analizar el grado de riesgo de ocurrencia de enfermedades relacionadas con el no cumplimiento de las características físicas, químicas y microbiológicas del agua para consumo humano.

6.2.5. FASE 5: Análisis de correlación entre parámetros de calidad del agua

En esta fase se evaluó la correlación entre los parámetros de calidad del agua mediante la estimación de los coeficientes de correlación lineal de Pearson, lo anterior con el fin de determinar relaciones directas e indirectas entre parámetros de calidad del agua y así establecer parámetros control o indicadores de la calidad del agua tratada en la planta. Adicionalmente, se compararon los parámetros que mayor correlación presentaron con los establecidos por la norma técnica NS – 067 (2009).

6.2.6. FASE 6: Identificación, estimación y verificación de los modelos ARIMA

6.2.6.1. Preparación de la información

Previo a la identificación de los modelos ARIMA, se hizo necesario completar los valores faltantes para cada una de las series de tiempo mediante la identificación de un modelo ARIMA base, haciendo uso del software estadístico IBM – SPSS (Statical Package for the Social Sciences, Versión 22), permitiendo así, obtener una estimación adecuada de cada uno de los parámetros del modelo definitivo.

6.2.6.2. Enfoque preliminar: modelo de regresión

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la evaluación descriptiva de la información, se establecieron los parámetros que presentaron mayor correlación entre sí, teniendo en cuenta los rangos de valoración presentados en la Tabla 13. Posteriormente, haciendo uso del software Microsoft Excel 2013 se evaluaron diferentes modelos de regresión, lo anterior con el fin de identificar la expresión matemática que mejor representara el comportamiento de dichos parámetros.

Tabla 13. Rangos de valoración, coeficientes de correlación lineal de Pearson (Hernández *et al.,* 1997)

Coeficiente de correlación	Interpretación
-1,00	Correlación negativa perfecta
-0,90	Correlación negativa muy fuerte
-0,75	Correlación negativa considerable
-0,50	Correlación negativa media
-0,10	Correlación negativa débil
0,00	No existe correlación alguna entre las variables
0,10	Correlación positiva débil
0,50	Correlación positiva media
0,75	Correlación positiva considerable
0,90	Correlación positiva muy fuerte
1,00	Correlación positiva perfecta

6.2.6.3. Enfoque definitivo: modelo ARIMA

En esta etapa, a partir de la metodología propuesta por Box & Jenkins (1970), se construyeron los modelos ARIMA para cada serie de tiempo diaria, lo anterior, a partir de las etapas planteadas en la Figura 9 y lo expuesto por Guerrero (2003).

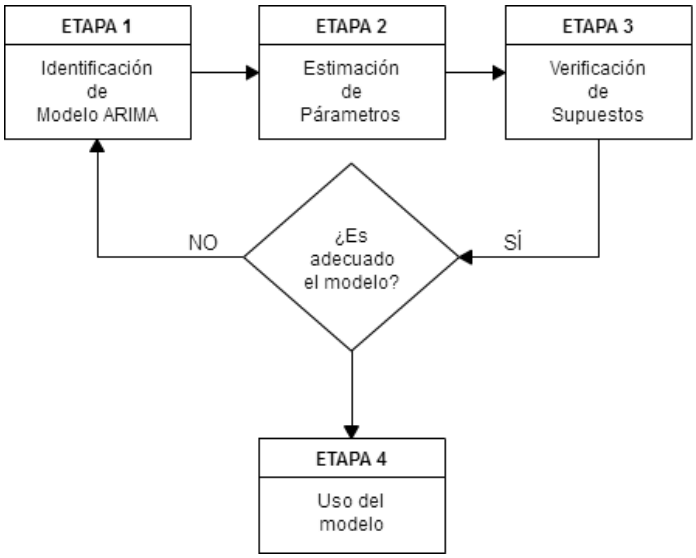


Figura 9. Proceso iterativo de Box - Jenkins para construir modelos (Guerrero, 2003)

i. Identificación del modelo ARIMA

Esta etapa tuvo como objetivo principal determinar los órdenes de los polinomios autorregresivos y de promedios móviles, así como el número de veces que se debía aplicar el operador diferencia para cancelar la no – estacionariedad homogénea de la serie de tiempo, es decir, fijar los valores p, d y q del modelo.

ii. Estimación de los parámetros del modelo

Posterior a la identificación del modelo, se asignaron los valores $\emptyset_1, \dots, \emptyset_p$ y $\theta_1, \dots, \theta_q$ para cada modelo identificado (Ver Ecuación 5.2) mediante el método de máxima verosimilitud.

iii. Verificación del modelo

Finalmente, en esta etapa se tuvo en cuenta que según Guerrero (2003) todo modelo es erróneo y para esto, se proponen ocho supuestos; los cuales se verificaron con el fin de establecer el modelo que mejor se ajustara a la serie de tiempo correspondiente. Al encontrarse modelos que no cumplieron con la etapa de verificación o los estadísticos de ajuste del modelo no fueron apropiados para describir la serie de tiempo (p.ej., coeficiente de correlación), se procedió a aplicar una media móvil semanal (7 días) y mensual (30 días) con el fin de identificar los modelos que mejor se ajustaran a las series de tiempo y que cumplieran con la etapa de verificación del modelo. Para esto, fue necesario el uso del paquete estadístico Econometrics Views (EViews) Versión 7,0 debido a que se identificaron modelos de ordenes mayores, los cuales no pudieron ser verificados por simple inspección.

6.2.7. FASE 7: Análisis comparativo entre los resultados obtenidos

En esta última fase se realizó un análisis comparativo entre los resultados obtenidos en la fases 4 y 6, con el fin de determinar la metodología más apropiada para evaluar eficientemente la calidad del agua en la planta. Teniendo en cuenta la metodología empleada por la PTAP El Dorado, la cual consiste en el establecimiento de límites máximos de control, correspondientes a dos y tres desviaciones estándar respecto a la media, con el fin de evaluar las excedencias para cada uno de los parámetros. Por otro lado se evaluaron las excedencias respecto a los límites máximos de control correspondientes para cada parámetro y el límite superior del valor pronosticado con una confianza del 95% y dos desviaciones estándar (i.e., modelo ARIMA).

Adicionalmente, se evaluó la influencia de la precipitación en el área de influencia de la planta de tratamiento, con respecto a los cambios en las concentraciones de los parámetros de calidad del agua durante las épocas de disminución y aumento de las precipitaciones, teniendo como referencia investigaciones relacionadas

(Ibrahim & Abu - Shanab, 2013; Akoto *et al.*, 2014 y Geriesh *et al.*, 2008) las cuales evidenciaron cambios durante las diferentes estaciones del año. A partir de lo anterior, se recolectaron los datos de precipitación diaria de la estación climatológica Santa María de Usme (IDEAM) ubicada aproximadamente a 2 km hacia el occidente de la PTAP El Dorado; posteriormente se clasificaron las épocas de dismunición y aumento de las precipitaciones mediante el método de quintiles propuesto por Bolognesi (1971), el cual consiste en dividir la serie de tiempo en quintiles (Q_1,Q_2,Q_3 y Q_4) y permite clasificar los periodos mediante los rangos que se presenta en la Tabla 14, cabe resaltar que la metodología está propuesta para precipitaciones totales anuales y en la presente investigación se ajustó a totales mensuales:

Tabla 14. Clasificación de periodos en relación a las precipitaciones mensuales. Adaptada de (Bolognesi, 1971)

Mes muy seco	$P < Q_1$
Mes seco	$Q_1 \leq P < Q_2$
Mes normal	$Q_2 \leq P < Q_3$
Mes lluvioso	$Q_3 \leq P < Q_4$
Mes muy lluvioso	$P > Q_4$

Posteriormente a la identificación de los meses secos y lluviosos, los cambios entre épocas se evaluaron a partir de los incrementos consecutivos de las precipitaciones diarias por encima o por debajo del valor medio histórico para cada mes, permitiendo identificar el día exacto en el que se presentaba el cambio entre épocas, cabe resaltar que las transiciones entre épocas no fueron tenidas en cuenta en el análisis, es decir solo se evaluaron los aumentos y descensos en las precipitaciones. Finalmente, se calcularon medidas estadísticas descriptivas de manera anual y multianual para cada época con el fin de identificar tendencias a corto y largo plazo.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1. GENERALIDADES

7.1.1. Matriz Vester causa – efecto

En la Tabla 15 se presentan los problemas identificados en relación al estado de la calidad del agua para consumo humano en la ciudad de Bogotá.

Tabla 15. Problemas relacionados al estado de la calidad del agua en la ciudad de Bogotá

ID	Problema
1	Ausencia de herramientas estadísticas para analizar las variaciones de las características físicas, químicas y microbiológicas del agua para consumo humano.
2	Flexibilidad por parte de la Autoridad Sanitaria respecto a las personas prestadoras (i.e., acueductos) que suministran agua que no cumple con los requerimientos establecidos por la normatividad.
3	Deficiencia en la formulación de acciones contundentes a llevar acabo por parte de la Autoridad Sanitaria.
4	Falta de precisión y calibración en los muestreos realizados dificultando la representatividad de la información generada.
5	Consumo de agua que no cumple con los requerimientos establecidos por la normatividad para ser potable.
6	Falta de mantenimiento en las estructuras de almacenamiento y redes de distribución del agua potable.
7	Suministro de agua inviable sanitariamente en acueducto veredales, institucionales y comunitarios.
8	Aumento del Índice de Riesgo de la Calidad del agua para consumo humano en el Distrito Capital.
9	Incremento en la tasa de morbilidad por enfermedades gastrointestinales en niños menores de 5 años y adultos mayores.
10	Consumo de agua directamente de la fuente o con tratamiento deficiente en asentamientos informales.
11	Deficiencias en la caracterización de las fuentes de abastecimiento respecto a los requerimientos de tratamiento a realizarse.
12	Fallas o irregularidades operacionales durante el tratamiento del agua cruda en las plantas potabilizadoras (p.ej., aplicación de reactivos, fallas hidráulicas, etc.)
13	Dificultades de acceso a un servicio óptimo de acueducto.
14	Deficiencias en el establecimiento de parámetros control (indicadores) que permitan evaluar la calidad del agua para consumo humano.
15	Pérdidas económicas debido a la corrosión e incrustaciones en los sistemas de distribución de agua potable.
16	Desactualización de la normatividad legal vigente respecto a las características del gua e instrumentos básicos del sistema de control y vigilancia de la calidad del agua para consumo humano.
17	Falta de capacitación a los operarios de las plantas de tratamiento de agua potable y funcionarios de la Autoridad Sanitaria.
18	Ausencia de indicadores que permitan planear, desarrollar y evaluar acciones en salud pública a llevar acabo en el Distrito en relación al estado de la calidad del agua que consume la población.
19	Baja inversión en infraestructura de servicios públicos y tecnología para garantizar una calidad óptima del agua para consumo humano.
20	Deficiencias en la formulación de programas orientados a garantizar el acceso a agua potable.

En el Anexo 1 se presenta la puntuación asignada entre las variables definidas en la Tabla 15. Adicionalmente, para cada una de las variables se muestra la sumatoria horizontal (activos) y vertical (pasivos), correspondiente a la relación causal de los problemas identificados. En la Figura 10 se presentan los resultados obtenidos tras la aplicación de la matriz Vester. En esta se pueden observar cuatro cuadrantes los cuales corresponden a una relación causal de cada problema en relación con los demás: Efectos (I), problemas (II) y causas (III). En el cuarto cuadrante se ubican los problemas indiferentes. Es decir, aquellos que tuvieron baja influencia sobre los demás y no son causados por la mayoría, por lo tanto son de baja prioridad de acuerdo al tema central.

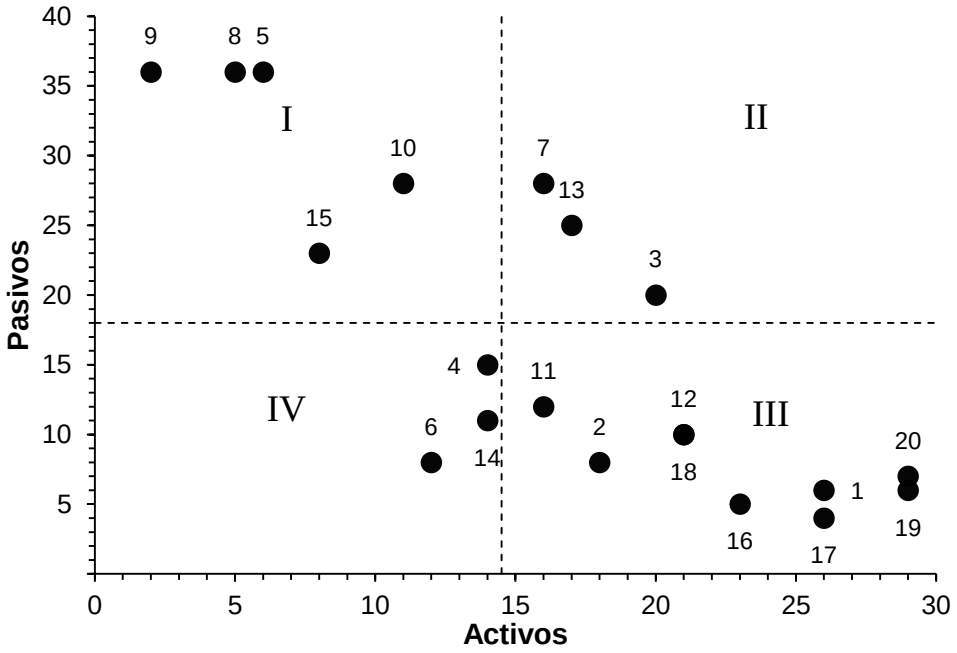


Figura 10. Matriz de relación causal entre los problemas identificados

A partir de los resultados obtenidos, se identificó que los problemas están ligados principalmente a la calidad del servicio de acueducto prestado a la población y en menor medida, a las acciones correctivas por parte del ente encargado del control y vigilancia del estado de la calidad del agua para consumo humano. Por otro lado, las causas fueron las más representativas, se identificaron ocho causas

relacionadas principalmente a la regulación y toma de decisiones por parte de los entes encargados, operación en las plantas de tratamiento, baja inversión y la ausencia de herramientas estadísticas.

Finalmente, los efectos estuvieron relacionados con los problemas y sus causas, identificándose principalmente los de tipo sanitario, respecto al consumo de agua no potable, lo cual se ve reflejado en un aumento en el Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para Consumo Humano (IRCA) y la tasa de morbilidad en poblaciones vulnerables; y en menor medida las pérdidas económicas ocasionadas por algunas características químicas del agua.

7.2. EVALUACIÓN DESCRIPTIVA DE LA INFORMACIÓN

Posteriormente a la verificación de la representatividad de la información, se realizó una evaluación descriptiva mediante las medidas estadísticas propuestas por Hernández *et al.* (1997). A continuación se presentan los resultados para los parámetros de turbiedad, pH y cloro residual libre, debido a su importancia en la calidad del agua tratada suministrada y el proceso de potabilización en la planta. Los parámetros de turbiedad y cloro residual libre presentaron los mejores resultados durante la identificación de parámetros control (indicadores) y modelos ARIMA para la calidad del agua tratada en la PTAP El Dorado. En la Tabla 16 se resumen las medidas estádisticas para los demás parámetros evaluados.

Tabla 16. Resumen de estadísticos descriptivos para los parámetros de calidad del agua: PTAP El Dorado

Parámetro	Media	Intervalo de confianza (95%)		Mediana	Moda	Varianza	Desviación estándar	Mínimo	Máximo	Rango	Asimetría
		Límite inferior	Límite superior								
Turbiedad[a]	0,27	0,27	0,28	0,25	0,27	0,02	0,14	0,03	1,84	1,81	3,40
Color[b]	1,76	1,72	1,81	2,00	1,00	1,67	1,29	0,00	18,00	18,00	2,19
Conductividad eléctrica[c]	57,27	56,90	57,65	55,70	46,60	105,37	10,27	4,69	119,10	114,41	0,49
pH[d]	6,95	6,94	6,96	6,94	6,84	0,08	0,28	5,19	9,93	4,74	0,98
Alcalinidad total	7,61	7,54	7,69	7,00	7,00	4,23	2,06	2,00	22,00	20,00	0,52
Cloruros	4,60	4,51	4,69	4,06	4,91	6,06	2,46	0,00	21,27	21,27	0,84
Dureza total	17,40	17,28	17,52	17,34	18,60	10,08	3,17	1,53	39,32	37,79	0,42
Dureza cálcica	15,44	15,33	15,54	15,36	14,20	8,20	2,86	4,79	28,08	23,29	0,20
Hierro total	0,03	0,03	0,03	0,01	0,00	0,00	0,05	0,00	1,01	1,01	6,49
Aluminio Residual	0,07	0,06	0,07	0,05	0,02	0,00	0,06	0,00	0,93	0,93	3,89
Cloro residual libre	1,48	1,47	1,49	1,47	1,46	0,06	0,25	0,28	2,59	2,31	0,17
Cloro residual combinado	0,12	0,11	0,13	0,11	0,10	0,04	0,21	0,00	11,00	11,00	48,28
Cloro residual total	1,60	1,59	1,61	1,58	1,48	0,11	0,33	0,00	12,11	12,11	11,10
Sulfatos	7,77	7,68	7,86	7,68	8,87	6,63	2,57	0,00	26,35	26,35	0,49

Nota: Todos los valores están expresados en mg/L a excepción de aquellos que indiquen lo contrario: [a] UNT, [b] UPC, [c] µS/cm, y [d] Unidades.

En primer lugar, la turbiedad presentó valores máximo y mínimo de 1,84 y 0,03 UNT respectivamente, registrados en las épocas de disminución de la precipitación en la zona de estudio. La turbiedad presentó una media y desviación estandar de 0,27 y 0,14 UNT, respectivamente; reflejando una variabilidad en los valores registrados y la presencia de valores atípicos en las observaciones. Dicha tendencia se puede observar en la Figura 11, donde los datos tendieron a agruparse por debajo del valor promedio.

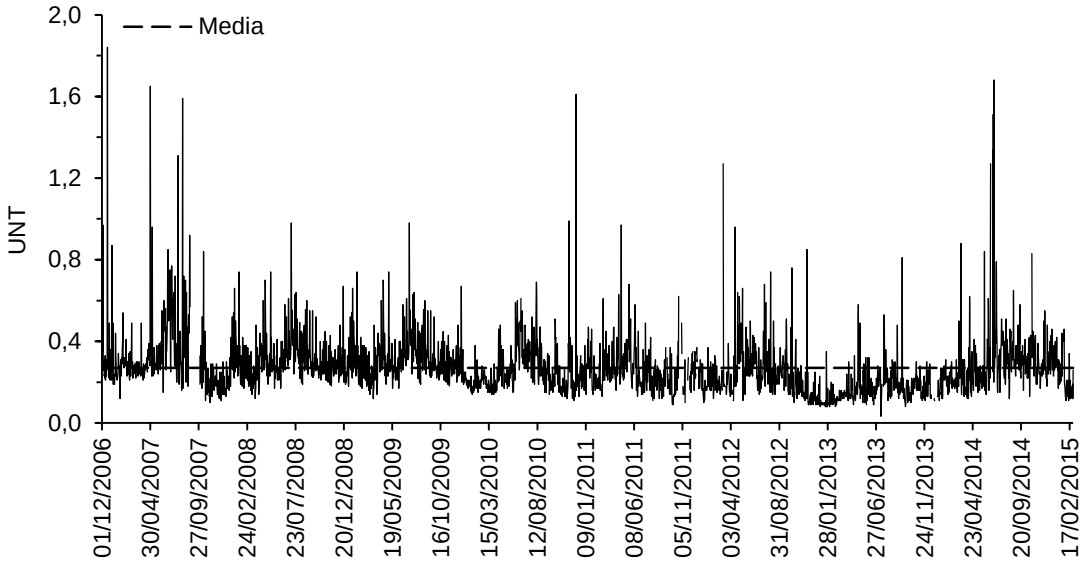


Figura 11. Variación diaria de la turbiedad

En general, el 95% de las observaciones fue menor a los 0,5 UNT (ver Anexo 2.4) y el 5% restante no presentó periodicidad. Es decir, los valores atípicos no se registraron en epocas especificas del año; a excepción del mes de Junio del año 2014, donde la frecuencia de valores atípicos (i.e., >1 UNT) fue mayor a los demás meses. En promedio los valores menores y mayores se registraron en los meses de Febrero y Julio, respectivamente.

Los resultados obtenidos fueron significativamente menores a los reportados por Akoto *et al.* (2014) y Farooq & Hashmi (2007), los cuales reportaron valores promedios de 1,10 y 1 UNT, respectivamente. Los resultados pudieron diferir debido a que las investigaciones relacionadas se llevaron acabo durante el periodo de

disminución de las precipitaciones (periodo no mayor a 5 meses). Adicionalemente, los procesos que afectaron directamente la turbiedad (ver Tabla 1) varíaron en cada planta de tratamiento dependiendo de las características del agua captada y los lineamientos legislativos establecidos por cada país.

Por otro lado, el pH presentó valores máximo y mínimo de 9,93 y 5,19 reportados en los años 2007 y 2010 respectivamente; ambos valores correspondieron a los únicos valores atípicos de todas las observaciones y no fueron representativos respecto al valor promedio (6,95). Esto se asoció a una desviación estándar de 0,14 y un intervalo de confianza respecto a la media entre 6,94 – 6,96. Se identificó una baja dispersión de los valores registrados, lo cual se puede ver en la Figura 12; donde las observaciones fluctuaron homogéneamente respecto a la media y cuyos valores menores y mayores correspondieron al 48,9% y 46,1% de la información, respectivamente. El 90% de las observaciones estuvieron entre 6,57 y 7,43, y el 10% restante correspondió a valores cuya frecuencia fue mayor durante los meses de Enero, Marzo y Julio.

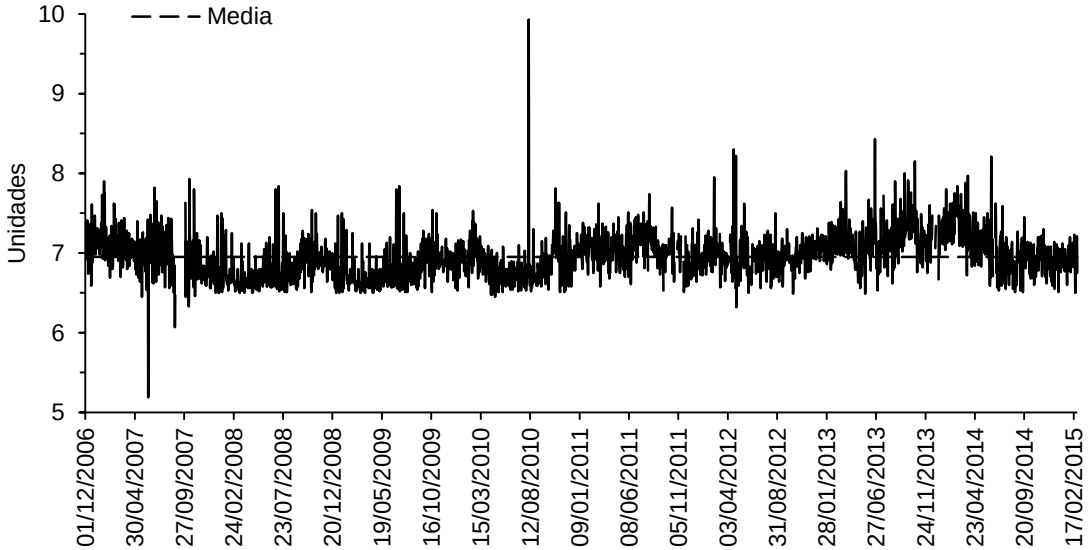


Figura 12. Variación diaria del pH

Los valores registrados de pH fueron significativamente menores al promedio de 7,67 reportado por Barbooti *et al.* (2010). Sin embargo, se obtuvieron resultados similares a Akoto *et al.* (2014), con media y desviación estandar de 6,88 y 0,134, respectivamente para agua desinfectada. Adicionalmente, Akoto *et al.* (2014) mencionó que las fluctuaciones del pH a lo largo del tiempo pudieron estar relacionadas con la dosis de cal y sulfato de aluminio utilizada en el proceso de coagulación – floculación.

Finalmente, el cloro residual libre presentó valores máximo y mínimo de 2,59 y 0,28 mg/L, reportados durante los años 2010 y 2013, respectivamente. Estas magnitudes correspondieron a valores atípicos respecto a las demás observaciones, las cuales fueron en promedio 1,48 mg/L, con un intervalo de confianza entre 1,47 y 1,49 mg/L. Se observó una baja variabilidad de las observaciones; asociado a las fluctuaciones de las concentraciones de manera creciente y decreciente a lo largo del tiempo. Se observó por ejemplo un descenso en las concentraciones a finales del año 2008 hasta mediados del año 2009 y, posteriormente, un aumento a finales del mismo año (ver Figura 13).

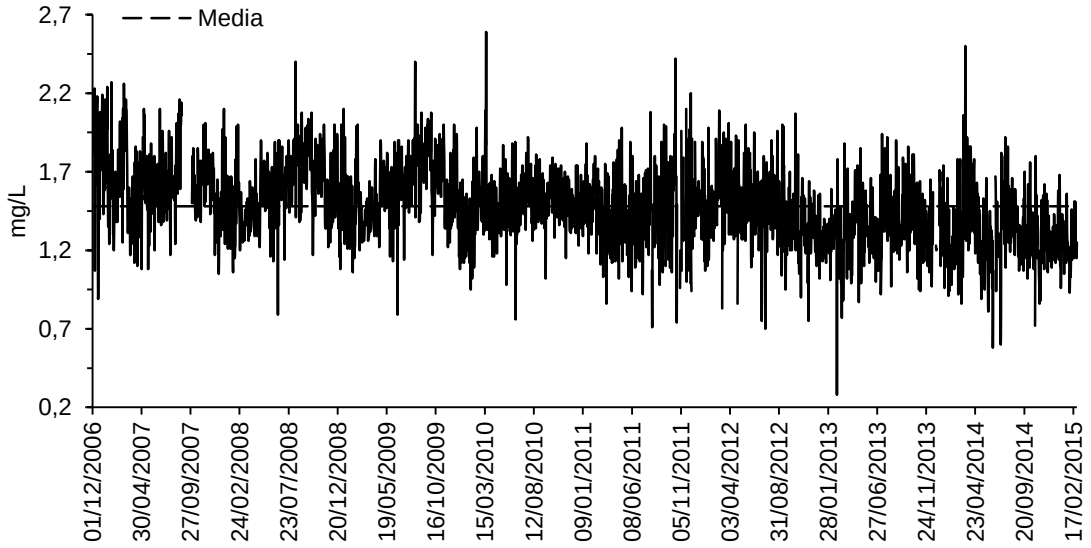


Figura 13. Variación diaria del cloro residual libre

Los resultados obtenidos se aproximaron a los reportados por Ibrahim & Abu – Shanab (2013) para una planta potabilizadora en Beheira (Egipto), correspondientes a una media y desviación estandar de 1,47 y 0,11 mg/L, respectivamente; además, los valores mínimos y máximos se registraron en las épocas de verano y otoño, respectivamente. Lo anterior se aproximó a las concentraciones máxima y mínima en la PTAP El Dorado registradas en los meses de Marzo (época de lluvias) y Febrero (época seca). Lo anterior permitió evidenciar una relación directa entre las concentraciones de cloro residual libre y las precipitaciones en la zona. Farooq & Hashmi (2007) también reportaron concentraciones bajas durante la época de verano en la zona de estudio.

Respecto a los demás parámetros (ver Tabla 16), las mayores variaciones registradas fueron de mayor a menor para los parámetros: hierro total, aluminio residual, color y cloruros; cuyas concentraciones máximas fueron 34, 13, 10 y 5 veces mayores a las concentraciones promedios, respectivamente. Lo anterior reflejó que las característica del agua suministrada no se mantuvieron constantes a lo largo del tiempo. Por otro lado, el agua tratada se caracterizó por tener una baja alcalinidad y dureza, garantizando así que no se presentaran consecuencias económicas e indirectas sobre a salud pública.

Adicionalmente, los residuales del desinfectante (cloro) se mantuvieron en concentraciones aceptables, permitiendo así que el agua tratada estuviera libre de agentes patógenos tales como Coliformes totales y *E.* Choli. Esto se evidenció en el 100% de las observaciones, cuyas concentraciones correspondieron a 0 UFC/100 cm^3 (i.e., ausencia de agentes patógenos). De lo anterior, Akoto *et al.* (2014) reportaron resultados similares para muestras de después del proceso de desinfección y en diferentes puntos de la red de distribución.

7.2.1. Cumplimiento normativo

Se compararon las concentraciones de los parámetros de calidad del agua medidos en la PTAP El Dorado con los límites máximos permisibles presentados en las

Tablas 7 y 8 (Decreto 475 de 1998, Resolución 2115 de 2007, y NS – 067 de 2009). En la Tabla 17 se pueden observar los resultados correspondientes.

Los parámetros que presentaron mayor incumplimiento respecto al Decreto 475 de 1998 fueron en orden de importancia: cloro residual libre, conductividad eléctrica, pH y aluminio, con porcentajes de incumplimiento del 96,2%, 46,7%, 1,37 % y 0,57%, respectivamente. Respecto a la Resolución 2115 de 2007 fueron los siguientes: aluminio residual, cloro residual libre, pH y hierro total, con porcentajes de incumplimiento del 1,55%, 1,25%, 0,48% y 0,30%, respectivamente. Por último, teniendo en cuenta la norma de servicio de la E.A.A.B (NS – 067 de 2009) el orden de incumplimiento fue el siguiente: cloro residual libre, alcalinidad total, turbiedad y pH, con porcentajes de incumplimiento de 0,89%, 0,78%, 0,73% y 0,68%, respectivamente.

Tabla 17. Número de días y porcentaje de incumplimiento normativo de los parámetros de calidad del agua

Parámetro	Decreto 475 de 1998		Resolución 2115 de 2007		NS – 067 de 2009	
	No. Días	%	No. Días	%	No. Días	%
Turbiedad	0	0,00	0	0,00	14	0,73
Color	1	0,11	0	0,00	1	0,05
Conductividad eléctrica	409	46,74	0	0,00	-	-
pH	12	1,37	13	0,48	13	0,68
Alcalinidad total	0	0,00	0	0,00	15	0,78
Cloruros	0	0,00	0	0,00	-	-
Dureza total	0	0,00	0	0,00	-	-
Dureza cálcica	-	-	-	-	-	-
Hierro total	1	0,11	8	0,30	-	-
Aluminio residual	5	0,57	42	1,55	-	-
Cloro residual libre	842	96,23	34	1,26	17	0,89
Cloro residual combinado	-	-	-	-	-	-
Cloro residual total	-	-	-	-	-	-
Nitritos	1	0,11	0	0,00	-	-
Nitratos	0	0,00	0	0,00	-	-
Sulfatos	0	0,00	0	0,00	-	-

Nota: Los guiones indican que no hay límites máximos permisibles establecidos en la normatividad para el parámetro

El parámetro con mayor porcentaje de incumplimiento fue el cloro residual libre. En la Figura 14 se presentan los límites máximos y mínimos permisibles establecidos por la normatividad vigente para cada periodo. Se observó que durante la vigencia del Decreto 475 de 1998, las concentraciones se encontraron por encima del límite máximo permisible establecido, siendo este periodo (2004 – 2007) en el que se presentó el mayor porcentaje de incumplimiento. Posteriormente, bajo el periodo de vigencia de la Resolución 2115 de 2007 (2007 – 2015), se identificó que el 98,7% de las concentraciones estuvieron dentro de los límites establecidos, con valores que oscilaron cerca al límite máximo permisible. Finalmente, teniendo en cuenta la NS – 067 de 2009 se evidenció un óptimo tratamiento en la PTAP El Dorado, al identificarse que las concentraciones en su mayoría (99,1%) estuvieron dentro del intervalo de control interno, aun así siendo estos más estrictos que la legislación nacional.

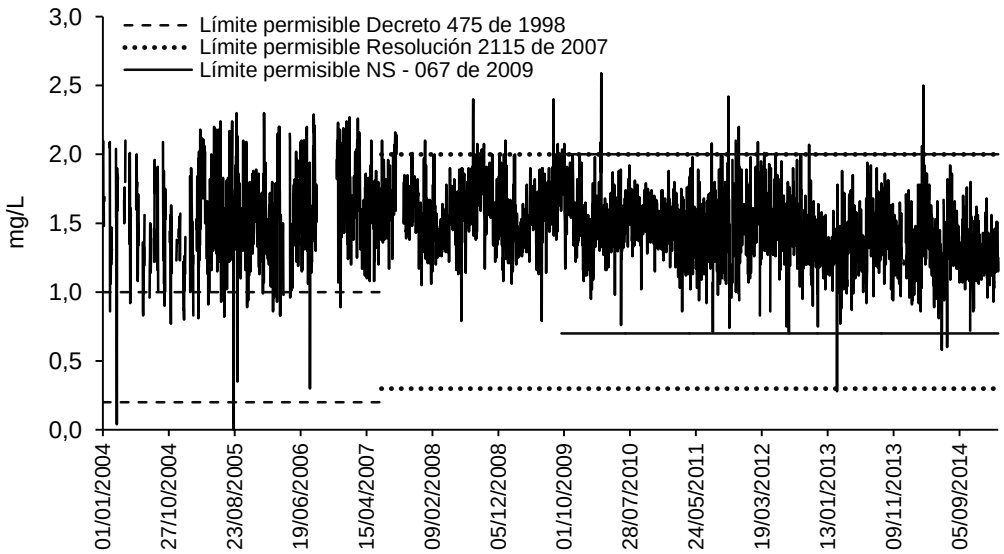


Figura 14. Comparación entre las concentraciones diarias de cloro residual libre registradas y límites permisibles establecidos durante el periodo 2004 – 2015

Respecto al periodo 2004 – 2007, se observó que las concentraciones de cloro residual libre fueron en un 96% mayores al límite máximo permisible establecido por el Decreto 475 de 1998 (1 mg/L). Sin embargo, las consideraciones para este parámetro fueron establecidas para el agua en los puntos de la red de distribución

y no a la salida de las plantas de tratamiento. Respecto a lo anterior, la Organización Mundial de la Salud (1996) reportó que el cloro residual libre está presente en el agua para uso doméstico en concentraciones entre 0,2 y 1 mg/L, y estableció un máximo permitido de 5 mg/L debido al sabor que este compuesto puede generar.

Por otro lado, no se han reportado efectos adversos al consumir agua a altas concentraciones de cloro, y es común suministrar agua con concentraciones mayores a 1 mg/L como prevención durante su distribución (OMS, 2011). Es decir, las concentraciones mayores a 1 mg/L no significaron un riesgo para la salud pública. Las concentraciones menores a 0,2 y 0,3 mg/L pudieron asociarse a la presencia de agentes reductores en el agua cruda, los cuales según Ibarguen & Bernal (2008) aumentaron la demanda de cloro, generando así una baja concentración del cloro residual libre. Lo anterior también pudo asociarse a un tiempo de contacto menor al requerido para llegar al punto de quiebre, bajas temperaturas y una dosificación de cloro menor a la requerida para garantizar la concentración del residual.

Adicionalmente, los valores de conductividad eléctrica que excedieron los límites permisibles (46,7%) durante el periodo de vigencia del Decreto 475 de 1998 (2004 – 2007), estuvieron por debajo de los 50 µs/cm. Lo anterior pudo estar asociado a errores durante la medición, la toma de muestras, la calibración de los equipos utilizados y las dificultades de mantener una concentración mínima de este parámetro en el agua. Sin embargo, se observó que al entrar en vigencia la Resolución 2115 de 2007 se optó por establecer exclusivamente un límite máximo para este parámetro debido a lo mencionado anteriormente.

Por otro lado Lenntech (2008) mencionó que el agua potable puede presentar valores de conductividad de hasta 500 µs/cm. A partir de esto, se estableció que dicho incumplimiento no representó riesgo alguno para la salud; al respecto, el Decreto 475 de 1998 mencionó que el agua es segura siempre y cuando se garanticen valores de conductividad eléctrica menores a 1500 µs/cm.

7.2.2. Índice de Riesgo de la Calidad del Agua Para Consumo Humano (IRCA)

Para evaluar la calidad del agua de la PTAP El Dorado se calculó del Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para consumo humano (IRCA) durante el periodo de tiempo comprendido entre los años 2007 y 2015. Se obtuvo un promedio general de 0,06%, catalogado dentro del rango sin riesgo según la Resolución 2115 del 2007. Por lo tanto, el agua en este periodo fue apta para el consumo humano, sin embargo los resultados sugirieron continuar con la vigilancia de la calidad del agua. En el Anexo 3 se encuentran los resultados obtenidos a partir del cálculo del índice.

A partir de los resultados, se obtuvo un valor máximo y mínimo de 3,38 y 0%, respectivamente; con un comportamiento general dentro de la categoría sin riesgo. Por otro lado, algunos parámetros incumplieron la normatividad, tales como: pH, cloro residual libre, hierro total y aluminio residual. En general, las concentraciones no fueron significativamente mayores al límite máximo permitido. Adicionalmente, el incumplimiento en estos parámetros no representó riesgo para la salud, pero estuvieron asociados a la aceptabilidad por parte de los usuarios.

Lo anterior, reflejó la eficiencia operativa en el tratamiento y suministro de agua en la PTAP El Dorado. Adicionalmente, se corroboró lo mencionado por la Secretaría Distrital de Salud (2011) en su documento técnico de la Política Distrital en Salud Ambiental para Bogotá D.C. 2011 – 2023, donde la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (E.A.A.B) entre los años 2009 y 2012 registró un valor del IRCA por debajo del 5%, garantizando que el agua suministrada no representara ningún riesgo para la salud pública.

7.3. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN ENTRE PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA

Con el fin de establecer relaciones directas e indirectas entre los parámetros de calidad del agua en la PTAP El Dorado e identificar parámetros indicadores (i.e., de control), se realizaron análisis de correlación lineal entre estos teniendo en cuenta tres escalas temporales (i.e., diaria, semanal y mensual). Los análisis (Ver Tablas 19 y 20) mostraron que las mejores correlaciones ($r > 0{,}40$) se presentaron para una escala de tiempo mensual y las peores para una escala diaria (ver Anexo 2.5).

A nivel diario no se evidenciaron correlaciones significativas entre parámetros. Sin embargó, se observó que los parámetros turbiedad y color, y conductividad eléctrica y cloruros presentaron los mayores coeficientes de correlación lineal con valores de 0,44 y 0,52, respectivamente. Por otro lado, las correlaciones entre dureza total y dureza cálcica, y cloro residual libre y cloro residual total, no fueron tenidas en cuenta en el presente análisis dado que son variables que depende entre sí para su cuantificación.

Desde el punto de vista mensual las mejores correlaciones fueron para el parámetro cloruros seguido de cloro residual libre, turbiedad, conductividad eléctrica y hierro total. El parámetro cloruros presentó las mejores correlaciones a nivel mensual respecto al parámetro conductividad eléctrica $(r = 0{,}68)$, seguido por dureza cálcica ($r = -0{,}63$), dureza total ($r = -0{,}58$), cloro residual total ($r = -0{,}54$) y cloro residual libre ($r = -0{,}52$). Adicionalmente, se logró observar que las concentraciones de los cloruros estuvieron relacionadas con la conductividad eléctrica a nivel diario, semanal y mensual con coeficientes de correlación de 0,52, 0,64 y 0,68, respectivamente. El 46,2% de las variaciones de la conductividad eléctrica estuvieron directamente relacionadas con los aumentos en las concentraciones de los cloruros. En la Figura 15 se logra observar dicha tendencia.

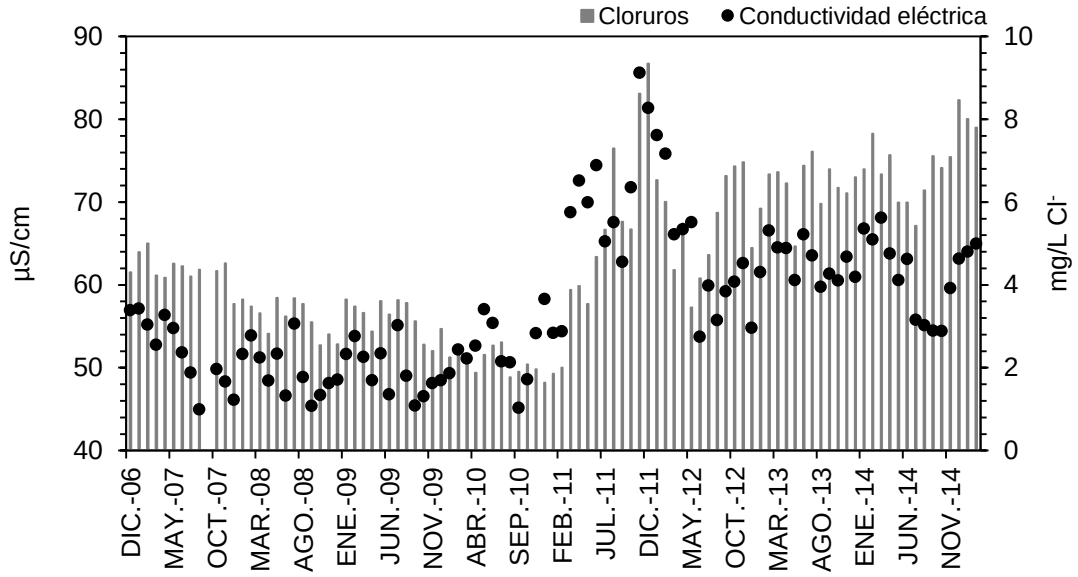


Figura 15. Variación mensual de la conductividad eléctrica con respecto a las concentraciones de cloruros

Los resultados fueron mayores a los reportados por Jurdi *et al.* (2002). Esto pudo deberse a que los resultados reportados correspondieron a agua cruda mientras que en la presente investigación los resultados correspondieron a agua tratada. Respecto a esto, Romero (2005) mencionó que la conductividad en aguas superficiales depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas, entre ellas el ion cloruro (Cl^-), cuyo contenido es generalmente menor a bicarbonatos y sulfatos; esperándose así una mayor correlación respecto a los sulfatos. Sin embargo, se observó que las correlaciones respecto a los sulfatos fueron menores, lo cual pudo estar relacionado a la aplicación de cloro durante el proceso de desinfección del agua (Barbooti *et al.,* 2010).

Por otro lado, las correlaciones observados entre el cloro residual libre y los demás parámetros fueron significativas a nivel mensual. La mejor correlación fue respecto al hierro total ($r = 0{,}59$), seguido por cloruros ($r = -0{,}52$) y conductividad eléctrica ($r = -0{,}46$). A partir del análisis se observó que el 34,8% de las variaciones en las concentraciones de hierro total estuvieron relacionadas principalmente a aumentos en la concentración del cloro residual libre. Lo anterior se puede observar en la Figura 16.

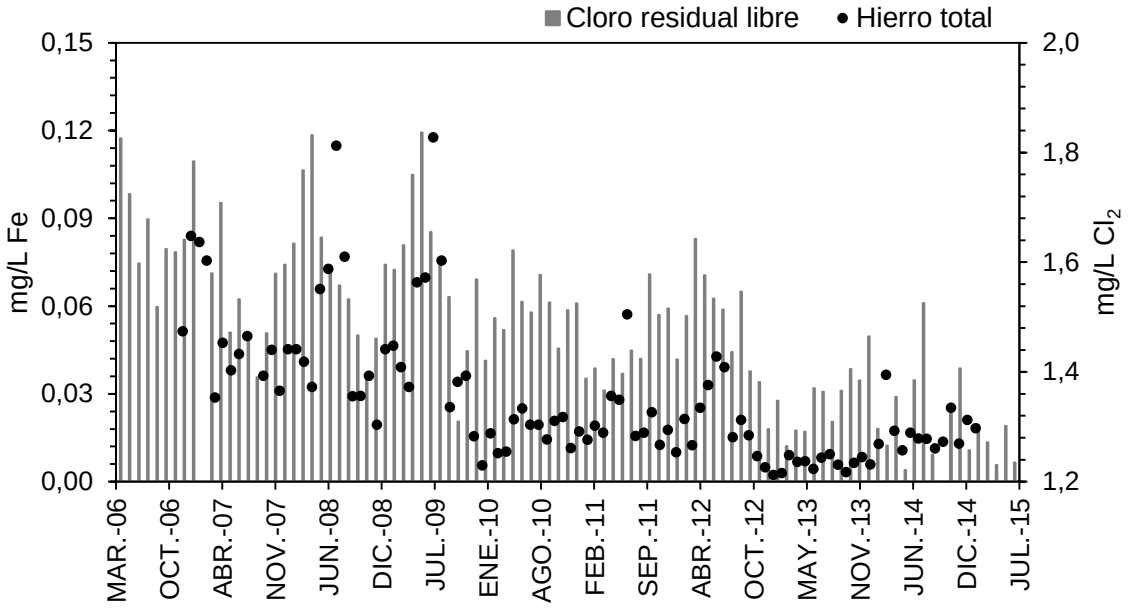


Figura 16. Variación mensual de las concentraciones de cloro residual con respecto a las concentraciones de hierro total

Los resultados difirieron respecto a los reportados por Barbooti *et al.* (2010), los cuales asociarion las variaciones de las concentraciones de hierro total principalmente al cloruro férrico ($FeCl_3$) utilizado como agente coagulante. Al respecto, Romero (2005) mencionó que las variaciones entre el cloro residual libre y el hierro total pudieron estar asociadas a la dosificación de cloro en el proceso de desinfección. El cloro al ser un agente oxidante se combina rápidamente con el hierro (Fe^{++}), y a su vez, el cloro residual libre (HOCl) reacciona con este para formar Fe^{+++} como se muestra en la Ecuación 7.1. De lo anterior, se pudo establecer que los aumentos o descensos en las concentraciones de hierro total se debieron principalmente a la dosificación de cloro en el proceso de desinfección.

$$HOCl + H^{+} + 2Fe^{++} = 2Fe^{+++} + Cl^{-} + H_2O \qquad (7.1)$$

En cuanto a la turbiedad, la mejores correlaciones se presentaron a nivel mensual con respecto a hierro total $(r = 0{,}54)$ y color $(r = 0{,}53)$. A nivel diario y semanal, se observaron correlaciones cercanas a 0,50 con respecto al color, con coeficientes de correlación lineal de 0,44 y 0,45, respectivamente. Las variaciones entre la turbiedad

y el color estuvieron relacionadas en un 28,1%, y se evidenció un incremento de los valores de turbiedad cuando se registraron valores de color considerablemente altos (ver Figura 17).

Los resultados fueron menores a los reportados por Akoto *et al.* (2014), donde el coeficiente de correlación lineal entre ambos parámetros (turbiedad y color) fue de 0,73. Dicha variación pudo deberse a que en la investigación relacionada para dicho análisis se tuvieron en cuenta todas las muestras recolectadas desde el punto de captación (i.e., agua cruda) hasta la salida de la planta (i.e., agua tratada), mientras que en la presente investigación se tuvieron en cuenta exclusivamente las muestras de agua tratada.

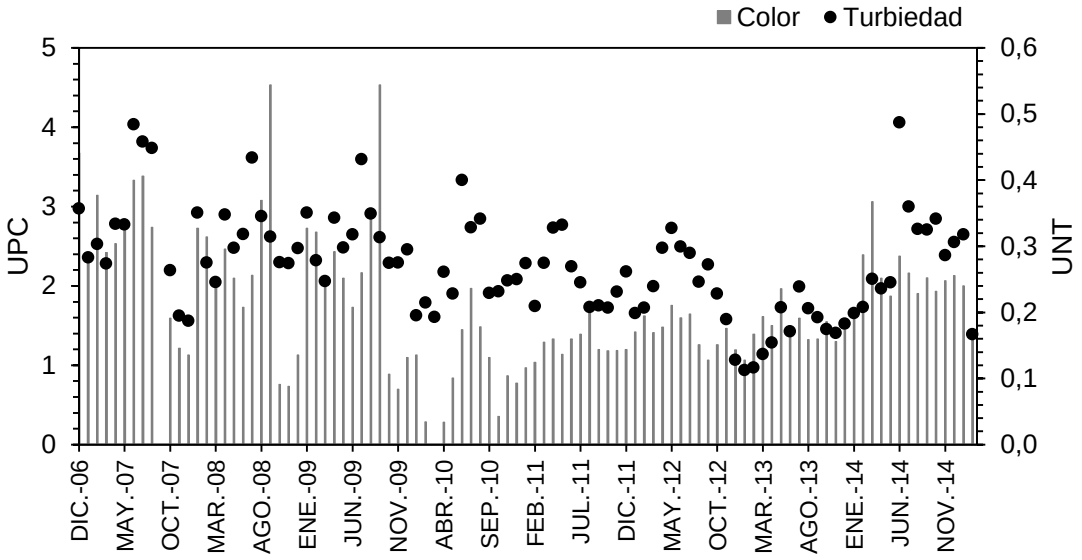


Figura 17. Variación de los valores mensuales de turbiedad con respecto al color

Adicionalmente, se obtuvieron correlaciones de tipo indirecta con respecto a la alcalinidad total ($r = -0{,}49$) y el pH ($r = -0{,}41$). Los resultados difirieron significativamente con respecto a los reportados por Akoto *et al.* (2014). Respecto a lo anterior, Odigure *et al*. (2005) y Romero (2005) mencionaron que la remoción de la turbiedad depende del proceso de coagulación, para el cual se necesita una alcalinidad suficiente para reaccionar con el coagulante. Es decir, a mayor alcalinidad mayor efectividad en el proceso de coagulación y, por ende, una

remoción de la turbiedad más efectiva. Lo anterior, corroboró la relación indirecta entre ambos parámetros observada en el análisis.

A partir de los anteriores resultados, se logró identificar que los siguientes parámetros, en orden de importancia, fueron los más representativos para evaluar la calidad del agua tratada en la PTAP El Dorado y, probablemente, podrían constituirse como indicadores de la eficiencia del tratamiento de potabilización: (i) cloruros, (ii) cloro residual libre, (iii) turbiedad, (iv) conductividad eléctrica y (v) hierro total. Sin embargo, los resultados sugirieron que la evaluación en la eficiencia del tratamiento con parámetros indicadores debe hacerse bajo una escala de tiempo mensual y en menor medida semanal.

En cuanto a los parámetros indicadores (control) establecidos por la norma de servicio NS – 067 de 2009 y los establecidos a partir del análisis de correlación en la presente investigación, se evidenció que los resultados fueron coherentes respecto a la turbiedad y el cloro residual libre (ver Tabla 18). Respecto a los demás parámetros, no se evidenciaron correlaciones considerables con respecto al color, pH y alcalinidad total. Sin embargo, el color y el pH están relacionados directamente con la eficiencia del tratamiento y se constituyen como parámetros control de los procesos realizados en la planta.

Tabla 18. Parámetros de control establecidos por la NS – 067 (2009) y propuestos en la presente investigación

NS – 067 de 2009	Orden de importancia[a]	Propuestos
Turbiedad	1	Cloruros
Color aparente	2	Cloro residual libre
pH	3	Turbiedad
Alcalinidad	4	Conductividad eléctrica
Cloro residual libre	5	Hierro Total

Nota. [a] según la magnitud de los coeficientes de correlación lineal ($r > 0,40$).

Tabla 19. Coeficientes de correlación lineal entre parámetros de calidad del agua (serie de tiempo promedio semanal)

Parámetro	TUR	COL	CE	PH	ALC	CLO	DUT	DUC	HT	AR	CRL	CRC	CRT	SUL
TUR	1													
COL	**0,45**	1												
CE	-0,22	-0,14	1											
PH	-0,29	-0,06	**0,42**	1										
ALC	**-0,41**	-0,10	0,22	**0,43**	1									
CLO	-0,19	0,09	**0,64**	0,39	0,21	1								
DUT	0,18	-0,02	0,04	-0,14	0,1	**-0,47**	1							
DUC	0,21	0,00	-0,07	-0,16	0,08	**-0,51**	**0,92**	1						
HT	0,37	0,32	-0,24	-0,23	-0,07	-0,21	0,2	0,25	1					
ALR	0,23	0,18	-0,11	-0,24	-0,34	-0,14	0,09	0,06	0,18	1				
CRL	0,26	0,21	-0,36	-0,22	-0,20	-0,38	0,27	0,33	0,34	0,12	1			
CRC	-0,02	-0,12	0,11	0,06	0,02	-0,09	0,09	0,07	-0,03	-0,09	0,04	1		
CRT	0,22	0,13	-0,27	-0,17	-0,17	-0,37	0,28	0,32	0,29	0,07	**0,9**	**0,46**	1	
SUL	0,15	-0,13	**0,48**	-0,05	-0,26	0,00	**0,46**	**0,43**	0,02	0,18	0,03	0,10	0,07	1

TUR: turbiedad, COL: Color, CE: Conductividad eléctrica, ALC: Alcalinidad, CLO: Cloruros, DUT: Dureza total, DUC: Dureza cálcica, HT: Hierro total, AR: Aluminio residual, CRL: Cloro residual libre, CRC: Cloro residual combinado, CRT: Cloro residual total y SUL: Sulfatos.
Nota: Los valores en negrilla corresponde a correlaciones mayores o menores a 0,40 y -0,40 respectivamente.

Tabla 20. Coeficientes de correlación lineal entre parámetros de calidad del agua (serie de tiempo promedio mensual)

Parámetro	TUR	COL	CE	PH	ALC	CLO	DUT	DUC	HT	AR	CRL	CRC	CRT	SUL
TUR	1													
COL	**0,53**	1												
CE	-0,33	-0,19	1											
PH	**-0,41**	-0,08	**0,48**	1										
ALC	**-0,49**	-0,1	0,24	**0,46**	1									
CLO	-0,27	0,09	**0,68**	**0,48**	0,25	1								
DUT	0,20	-0,03	-0,05	-0,22	0,09	**-0,58**	1							
DUC	0,27	0,00	-0,19	-0,25	0,05	**-0,63**	**0,96**	1						
HT	**0,54**	**0,43**	-0,35	-0,33	-0,11	-0,3	0,32	0,37	1					
ALR	0,15	0,18	-0,13	-0,31	-0,38	-0,16	0,09	0,04	0,26	1				
CRL	**0,40**	0,34	**-0,46**	-0,29	-0,23	**-0,52**	**0,40**	**0,44**	**0,59**	0,11	1			
CRC	-0,11	-0,29	0,17	0,12	0,03	-0,21	0,19	0,16	-0,12	-0,16	0,05	1		
CRT	0,34	0,24	-0,38	-0,23	-0,21	**-0,54**	**0,43**	**0,46**	**0,52**	0,07	**0,95**	0,36	1	
SUL	0,15	-0,18	**0,50**	-0,03	-0,29	0,00	**0,45**	**0,40**	0,02	0,23	0,01	0,18	0,07	1

TUR: turbiedad, COL: Color, CE: Conductividad eléctrica, ALC: Alcalinidad, CLO: Cloruros, DUT: Dureza total, DUC: Dureza cálcica, HT: Hierro total, AR: Aluminio residual, CRL: Cloro residual libre, CRC: Cloro residual combinado, CRT: Cloro residual total y SUL: Sulfatos.
Nota: Los valores en negrilla corresponde a correlaciones mayores o menores a 0,40 y -0,40 respectivamente.

7.4. IDENTIFICACIÓN, ESTIMACIÓN Y VERIFICACIÓN DE MODELOS ARIMA PARA LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA

7.4.1. Enfoque preliminar: modelo de regresión

A partir de los resultados obtenidos en la evaluación descriptiva de la información se observó que los parámetros cloruros y turbiedad presentaron correlaciones significativas, lo cual indicó que dichos parámetros se constituyeron como indicadores de la calidad del agua tratada. Se procedió a realizar un análisis de regresión entre los parámetros que presentaron correlaciones significativas, con el fin de identificar la tendencia que mejor representara el comportamiento entre estos. Teniendo en cuenta que la correlación más alta desde el punto de vista mensual se evidenció entre cloruros y conductividad eléctrica, el mejor modelo fue el de tipo cúbico (R^2 = 0,48), seguido por el modelo logarítmico (R^2 = 0,47), lineal (R^2 = 0,46), potencial (R^2 = 0,42) y exponencial (R^2 = 0,41). Sin embargo, las diferencias entre los coeficientes R^2 no fueron significativas, por lo cual se consideraron apropiados los modelos lineal y cúbico (ver Figura 18) para representar dicha relación.

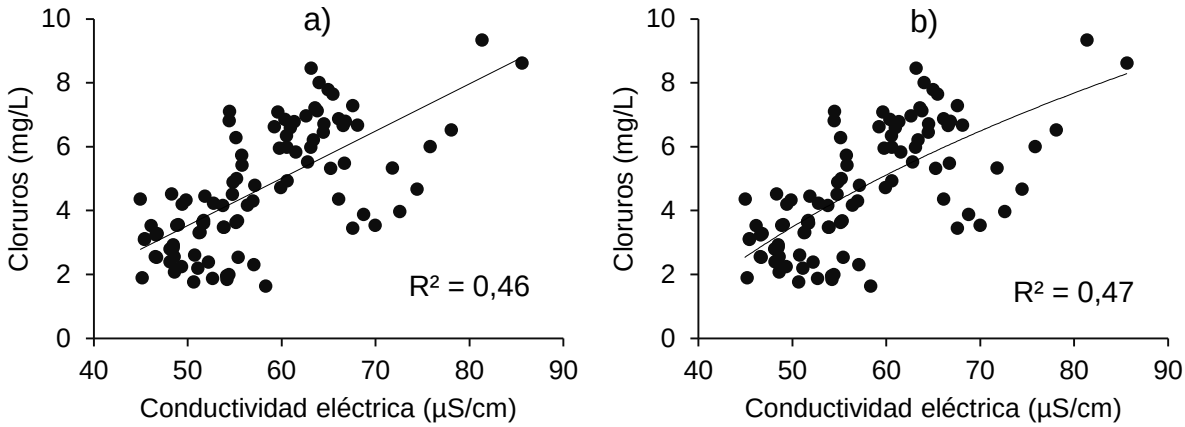


Figura 18. Modelos de regresión entre las concentraciones mensuales de cloruros y conductividad eléctrica. a) Lineal y b) logarítmico

Por otro lado, la turbiedad presentó correlaciones significativas a nivel mensual, principalmente respecto al hierro total, el mejor modelo fue el de tipo potencial (R^2 = 0,48), seguido por el modelo cúbico (R^2 = 0,44), logarítmico (R^2 = 0,41), exponencial (R^2 = 0,29) y lineal (R^2 = 0,29). Las diferencias entre los modelos cúbico

y potencial, respecto a los modelos exponencial y lineal fueron significativas; considerándose más apropiados los modelos cúbico y potencial (ver Figura 19).

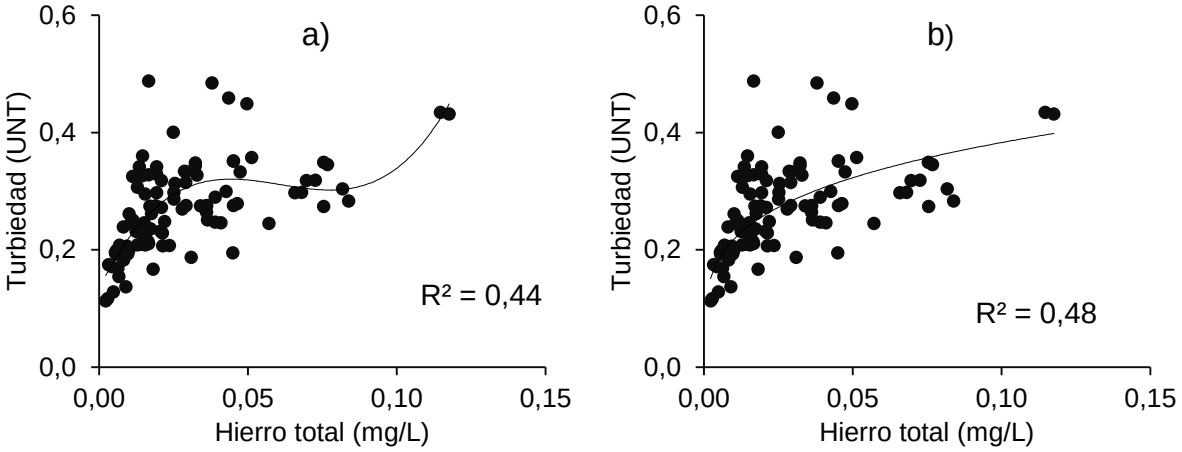


Figura 19. Modelos de regresión entre las concentraciones mensuales de hierro total y los valores de turbiedad. a) Cúbico y b) potencial

Finalmente, la Tabla 21 presenta la descripción de los modelos evaluados para describir la relación entre los parámetros cloruros y conductividad eléctrica, y turbiedad y hierro total. De manera general, en el Anexo 4 se presentan los mejores modelos identificados entre los parámetros indicadores establecidos en el capítulo 7.3, desde el punto de vista mensual.

Tabla 21. Modelos de regresión para la relación entre cloruros y conductividad eléctrica, turbiedad y cloruros (escala de tiempo mensual)

Parámetros	Modelo	Ecuación	R^2	Parámetros			
				a	b	c	d
Cloruros y conductividad eléctrica	Cúbico	$Cl^- = aCo^3 + bCo^2 + cCo + d$	0,481	7×10^{-5}	-0,015	1,250	-29,303
	Logarítmico	$Cl^- = aln(Co) + b$	0,474	8,923	-31,41		
	Lineal	$Cl^- = aCo + b$	0,461	0,148	-3,858		
	Potencial	$Cl^- = aCo^b$	0,428	0,002	1,958		
	Exponencial	$Cl^- = ae^{bCo}$	0,413	0,664	0,032		
Turbiedad y Hierro total	Potencial	$T = aFe^b$	0,482	0,674	0,245		
	Cúbico	$T = aFe^3 + bFe^2 + cFe + d$	0,443	1013,5	-185,1	10,43	0,133
	Logarítmico	$T = aln(Fe) + b$	0,413	0,059	0,502		
	Exponencial	$T = ae^{bFe}$	0,298	0,214	6,834		
	Lineal	$T = aFe + b$	0,293	1,779	0,220		

Nota: Cloruros (Cl^-) y Hierro Total (Fe) en mg/L, conductividad eléctrica (Co) en µS/cm y turbiedad (T) en UNT

7.4.2. Enfoque definitivo: modelo ARIMA

En esta etapa se presentan los análisis y resultados de la metodología para la identificación de modelos para series de tiempo propuesta por Box & Jenkins (1970). Inicialmente, se identificaron los modelos ARIMA para los parámetros de calidad del agua para las series de tiempo diaria. Los resultados iniciales demostraron que los modelos identificados no fueron apropiados para describir los parámetros debido a que estadísticos de ajuste del modelo (p.ej., coeficiente de correlación) no fueron adecuados. A partir de lo anterior, se procedió a aplicar una media movil semanal y mensual a dichas series de tiempo con el fin de suavizar las variaciones con respecto al tiempo. A continuación solo se expone el modelo ARIMA desarrollado para el parámetro turbiedad desde el punto de vista semanal (i.e., media movil siete días), debido a su representatividad en cuanto a la eficiencia del tratamiento de potabilización y al ser uno de los parámetros que mejores correlaciones lineales presentó. Los resultados obtenidos para los demás parámetros y las escalas de tiempo diaria, semanal y mensual pueden ser consultados en los Anexo 5 del presente documento.

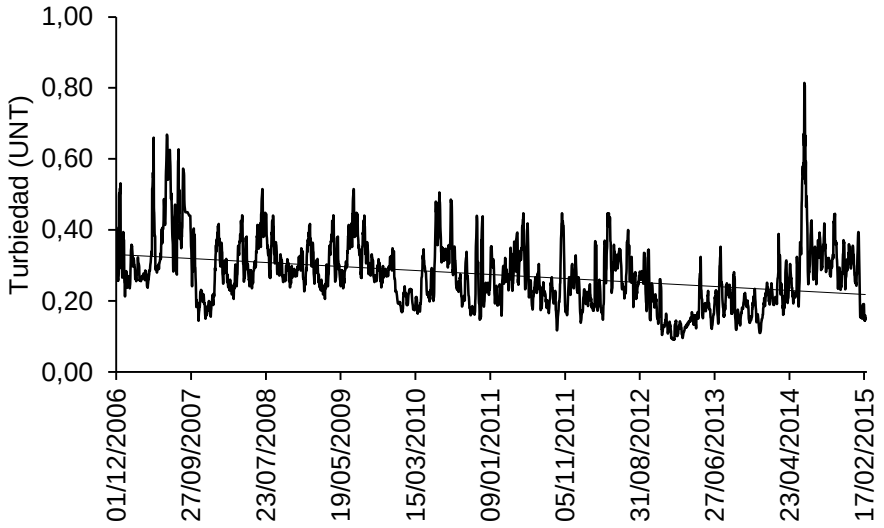
7.4.2.1. Identificación del modelo ARIMA

Esta etapa tuvo como objetivo principal determinar los órdenes de los polinomios autorregresivo y de promedios móviles. Igualmente, determinar el número de veces que se debió aplicar el operador diferencia para cancelar la no – estacionariedad homogénea, lo anterior, para eliminar la tendencia de la serie temporal. Es decir, se determinó inicialmente una serie estacionaria en función de la serie original que tuviera una representación ARMA (p,q), para luego fijar los valores de p y q. Como se observó en la evaluación descriptiva de la información, los valores para el parámetro turbiedad mostraron una tendencia variable con respecto al tiempo, con crecimientos y decrecimientos (Ver Figura 20a) respecto al valor medio. Teniendo en cuenta lo anterior, Guerrero (2003) mencionó que las series de tiempo estacionarias muestran un mismo comportamiento en términos generales sin importar el momento en el que se observe. Los resultados sugirieron que la serie de

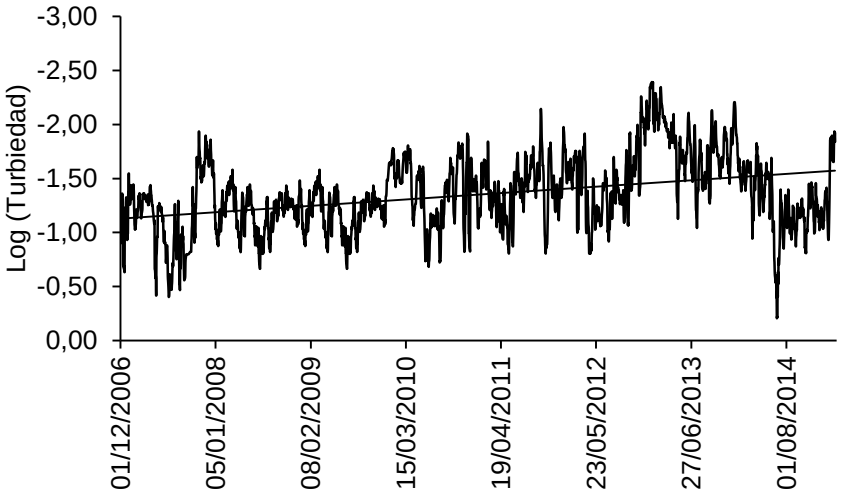
tiempo en estudio no correspondió a un proceso estacionario. Teniendo en cuenta la no "estacionariedad" de la serie de tiempo y para poder determinar el modelo, fue necesario realizar una estabilización de la varianza que permitió volver estacionaria la serie. Inicialmente, se utilizó un procedimiento para elegir una transformación potencia (λ) con lo cual se determinó la trasformación más apropiada, entre las que se presentan a continuación:

$$T(Z_t) = \begin{cases} Z_t^{\lambda} & \text{si } \lambda \neq 0 \\ \ln Z_t & \text{si } \lambda \approx 0 \end{cases} \qquad (7.2)$$

Donde $T(Z_t)$ representó la serie transformada y λ la potencia que estabilizó la varianza (Guerrero, 2003). Los resultados obtenidos mostraron que el mejor valor de λ fue 0 para la serie de tiempo semanal de turbiedad; lo que sugirió una transformación logarítmica (i.e., $T(Z_t) = \ln(Z_t)$), indicando la bondad del uso de los logaritmos para estabilizar la varianza de la serie de tiempo en estudio.



a)



b)

Figura 20. Series de tiempo media móvil semanal para turbiedad. (a) Sin y (b) con estabilización de la varianza

Una vez determinada la transformación apropiada para estabilizar la varianza de las series para realizar los análisis, se procedió a estabilizar el nivel de la serie mediante la aplicación del operador diferencia (∇) un número apropiado de veces (i.e., d en la notación de los modelos ARIMA (p,d,q)). La principal herramienta para determinar el grado de diferenciación apropiado fue la función de autocorrelación muestral (FAC), un decaimiento rápido de las autocorrelaciones a cero indicó que la serie era estacionaria, en cuanto al nivel se refiere. Según Guerrero (2003) lo habitual en la práctica es graficar la FAC muestral correspondiente a cada una de las series $\{T(Zt)\}$, $\{\nabla T(Zt)\}$ y $\{\nabla^2 T(Zt)\}$, debido a que la experiencia ha demostrado que sólo en raras ocasiones se requieren diferencias de grado más alto.

Adicionalmente, Kendall & Stuart (1968) reportaron que al tomar diferencias sucesivas de la serie para volverla estacionaria, su varianza se altera de manera que decrece hasta que la serie es estacionaria y comienza a crecer con la sobrediferenciación; de esta manera se determinaron las desviaciones estándar muestrales de las series con 0, 1, 2 y 3 diferencias. A partir de lo anterior, se graficaron las tres FAC muestral para la serie de tiempo media móvil semanal de turbiedad (Ver Figura 21).

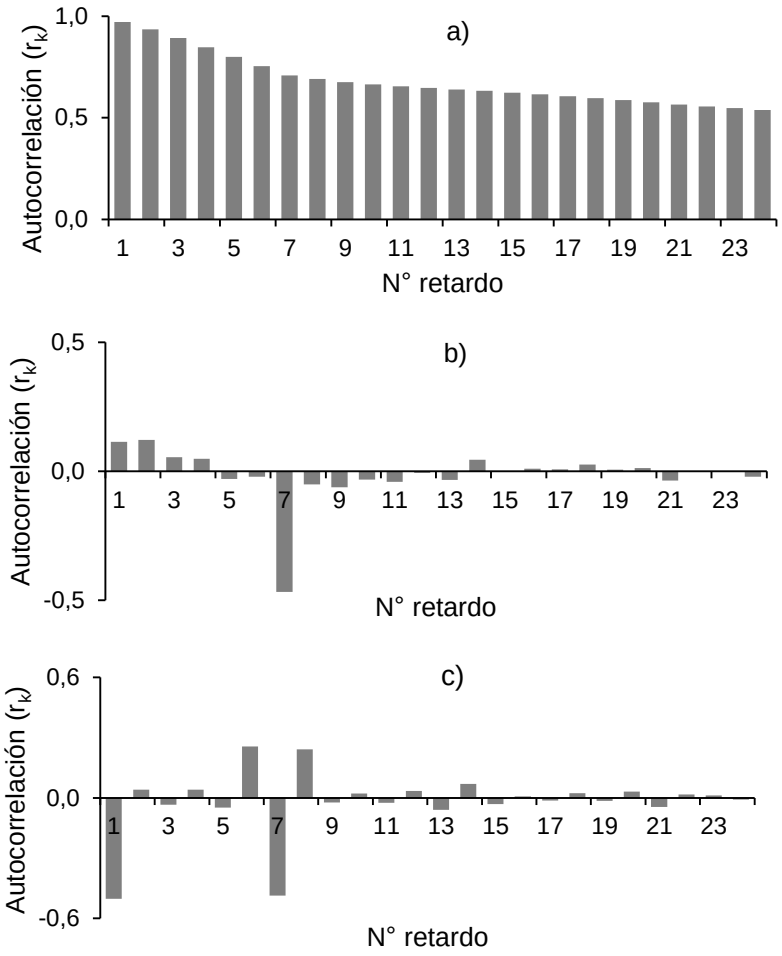


Figura 21. FAC muestral para turbiedad. a) {T (Z_t)}, b) {∇T (Z_t)} y c) {∇²T (Z_t)}

Igualmente, se determinaron las desviaciones estándar muestrales (S) de la serie con 0, 1, 2 y 3 diferencias; los valores para la serie de tiempo media móvil semanal de turbiedad fueron los siguientes: S(0) = 0,34518, S(1) = 0,08062, S(2) = 0,10535 y S(3) = 0,18180. Los resultados sugirieron a partir de la Figura 21 y los valores de S(j), j = 0, 1, 2 y 3, que la no estacionariedad homogénea de la serie de tiempo se canceló con la primera diferencia. Por lo tanto, para identificar el modelo ARIMA para la serie de tiempo se requirió graficar y analizar el comportamiento de la función de autocorrelación (FAC) y la función de autocorrelación parcial (FACP) muestrales para {∇T(Zt)} (i.e., primer grado de diferenciación).

Posteriormente, se asoció la FAC y FACP muestral con un posible proceso generador del tipo ARIMA (p,d,q). La Tabla 22 presenta los valores de la FAC y FACP muestrales para {∇T(Zt)} de la serie de tiempo semanal de turbiedad. Los resultados mostraron que para la serie de tiempo a partir de la FAC, existió una caída notoria en las autocorrelaciones a partir del séptimo retraso; igualmente, se evidenció una sucesión de autocorrelaciones convergente a cero en la FACP cada siete retardos. A partir de lo anterior, fue razonable proponer como modelo factible a un IMA (1,7) para la serie de tiempo. La anterior tendencia, igualmente fue sustentada por el criterio proporcionado por Barlett (1946) para decidir si las autocorrelaciones fueron cero a partir de un cierto retraso (q) en la FAC; este criterio indicó que debieron compararse los valores de las autocorrelaciones (r_k) con sus correspondientes desviaciones estándar para definir que una autocorrelación era significativamente distinta de cero (Ver Ecuación 7.3):

$$|r_k| > 2 * \sqrt{\frac{1}{N-d}\left(1 + 2\sum_{j=1}^{q} r_j{}^2\right)} \qquad \text{para } k>q \qquad (7.3)$$

Donde r_k representó la magnitud de la autocorrelación asociada con el retraso k; N representó el número total de datos de la serie; y d representó el grado de la diferenciación requerido para la estabilización del nivel de la serie (i.e., en este caso de primer grado). Al aplicar el anterior criterio para k > 0 partiendo del supuesto de que cuando no hay retraso la magnitud de la autocorrelación es igual a cero (ρk = 0), se observó que $|r_7| = 0{,}468 > 0{,}045$ (ver Tabla 22); es decir, la autocorrelación fue significativamente distinta de cero.

Por lo tanto, nuevamente se confirmó que fue razonable proponer como modelo factible a un IMA (1,7) para la serie de tiempo, aunque para r_5 y r_6 las autocorrelaciones no fueron significativamente distantas de cero. Lo anterior según Guerrero (2003) pudo deberse a variaciones muestrales. Por otro lado, los resultados mostraron que para la serie de tiempo a partir de la FACP, existió una caída notoria en las autocorrelaciones a partir del segundo retraso; de esta manera se pudieron observar claramente las primeras autocorrelaciones distintas de cero

(p); igualmente, se evidenció una sucesión de autocorrelaciones convergente a cero en la FAC a partir del segundo retraso. A partir de lo anterior, fue razonable proponer como modelo factible a un ARI (2,1) para la serie de tiempo. La anterior tendencia, igualmente fue sustentada por el criterio proporcionado por Quenouille (1949) para decidir si las autocorrelaciones fueron distintas de cero a partir de un cierto retraso (p) en la FACP; este criterio estableció que la autocorrelación parcial (ϕ_{ii}) era distinta de cero sí el valor calculado de ϕ_{ii} se encontraba fuera del intervalo definido por (ver Ecuación 7.4):

$$\pm \frac{2}{\sqrt{N-d}} \qquad \text{para } i > p \qquad (7.4)$$

Donde N representó el número total de datos de la serie; y d representó el grado de la diferenciación requerido para la estabilización del nivel de la serie (i.e., en este caso de primer grado). Al aplicar el anterior criterio para i > 0 partiendo del supuesto de que cuando no hay retraso la magnitud de la autocorrelación parcial es igual a cero ($\rho_i = 0$), se observó que el intervalo calculado fue ± 0,036, el cual no cubrió a las primeras autocorrelaciones parciales ($i_1 = 0{,}114$, $i_2 = 0{,}109$) (ver Tabla 22); es decir, la primera y segunda autocorrelación fueron distintas de cero. Por lo tanto, nuevamente se consideró razonable proponer como modelo a un ARI (2,1) para la serie de tiempo media móvil semanal de turbiedad.

Tabla 22. FAC y FACP muestrales para {∇T(Zt)} de la serie de tiempo semanal de turbiedad

FAC	**k**	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	r_k	,114	,121	,054	,048	-,030	-,021	-,468	-,051	-,062	-,033	-,042	-,007
	k	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	r_k	-,034	,044	,000	,009	,007	,026	,006	,012	-,036	-,003	,000	-,021
FACP	**i**	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	ϕ_{ii}	,114	,109	,030	,027	-,048	-,024	-,472	,054	,047	,023	,008	-,020
	i	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	ϕ_{ii}	-,039	-,222	,029	,030	,026	,030	-,009	-,035	-,163	,014	,032	,000

Los resultados anteriores sugirieron un modelo ARIMA (2,1,7) para la serie de tiempo media móvil semanal de turbiedad. Sin embargo, durante el desarrollo de la Fase 6, se identificó un modelo ARIMA base con estructura (3,1,7) el cual presentó buenos resultados al modelar la serie de tiempo. La etapa de identificación del modelo finaliza sugiriendo dos modelos ARIMA (2,1,7) y (3,1,7) para evaluar las variaciones de la turbiedad a nivel semanal en la Planta de Tratamiento de Agua Potable El Dorado.

7.4.2.2. Estimación de los modelos univariantes

Se determinaron los valores de los parámetros de los modelos identificados para las serie de tiempo media móvil semanal de turbiedad. El método estadístico utilizado para determinar los parámetros de los modelos fue el de máxima verosimilitud. Box y Jenkins (1970) sugirieron un método de estimación no lineal para Φ y Θ basado en el algoritmo propuesto por Marquardt (1963), que actualmente es utilizado por varios software estadísticos y que permitió obtener las estimaciones puntuales de los parámetros. Los paquetes estadísticos utilizado en la presente investigación fueron IBM – SPSS (Statistical Package for the Social Sciences, Versión 22) y EViews (Econometrics Views, Versión 7.0).

Adicionalmente, con los paquetes estadísticos en mención se identificaron y estimaron modelos alternativos para las series temporales en estudio. Es importante mencionar que el método de máxima verosimilitud partió del supuesto de que $\{\alpha_t\}$ es un proceso de ruido blanco con distribución normal, media cero y varianza σ^2_α. A partir de lo anterior, se obtuvo la función de densidad conjunta de los errores aleatorios y la función de verosimilitud de los parámetros, esta debió maximizarse con respecto a los parámetros para obtener la representación más apropiada de la serie en estudio Guerrero (2003). Los resultados de la estimación para el modelo (2,1,7) se pueden ver en la Tabla 25. A continuación se presentan los resultados obtenidos para el modelo (3,1,7):

MODELO ARIMA (3,1,7)

- Valores e intervalos del 95% de confianza para los parámetros:

Tabla 23. Parámetros e intervalos de confianza estimados para el modelo ARIMA

Parámetro	Estimación	Intervalo de confianza (95%)	
		Límite inferior	Límite superior
$\widetilde{\emptyset}_1$	0,107	0,050	0,164
$\widetilde{\emptyset}_2$	0,122	0,066	0,180
$\widetilde{\emptyset}_3$	0,094	0,038	0,151
θ_1	-0,010	-0,054	0,034
θ_2	-0,011	-0,055	0,033
θ_3	-0,021	-0,064	0,023
θ_4	0,044	0,016	0,072
θ_5	0,003	-0,025	0,032
θ_6	-0,023	-0,051	0,005
θ_7	-0,636	-0,664	-0,608

- Media de los residuales, m(â): $-8{,}73\times10^{-6}$
- Desviación estándar residual, $\widehat{\sigma_a}$: 0,068
- Autocorrelaciones de los residuales:

Tabla 24. Autocorrelaciones de los residuales del modelo

k	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**
r_k	-,003	-,003	-,005	,023	-,001	,021	-,020	,003	,006	,027	-,016	,004
K	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**	**21**	**22**	**23**	**24**
r_k	-,025	,034	-,001	,008	,001	,004	-,001	-,004	-,019	,006	,001	-,022

- Desviación estándar de las autocorrelaciones: 0,0182
- Estadístico de Ljung y Box (Q'): 15,71 con 14 grados de libertad
- La gráfica de los residuales $\{\alpha_t\}$ se presenta a continuación:

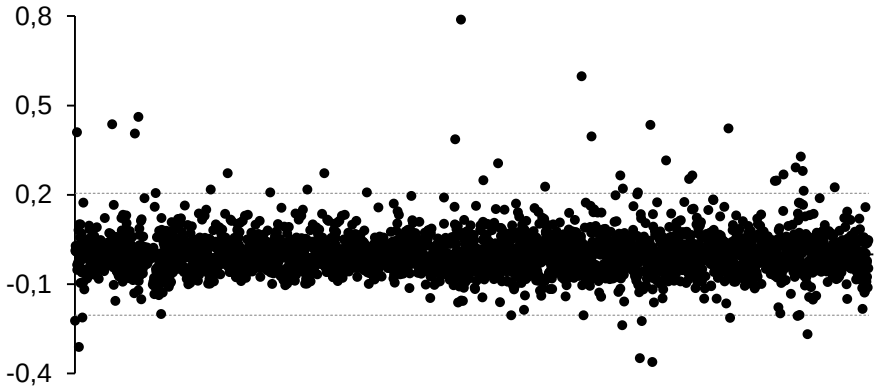


Figura 22. Residuales del modelo para turbiedad. Línea límite para ±2 desviaciones estándar residual

7.4.3. Verificación de los modelos univariantes

Esta etapa tuvo como objetivo verificar que los modelos identificados proporcionaran un ajuste adecuado y que los supuestos básicos implícitos en los modelos se cumplieran. De lo contrario, se repitieron las etapas anteriores hasta que la verificación indicó resultados aceptables. En la etapa de verificación de la metodología propuesta por Box y Jenkins (1970) se propusieron ocho supuestos de evaluación para un modelo ARIMA. A continuación se presenta la verificación de cada uno de los supuestos para los modelos ARIMA identificados para las series de tiempo. Los resultados de la verificación del modelo (2,1,7) pueden verse en la Tabla 25. A continuación se presentan los resultados para el modelo (3,1,7):

MODELO (3,1,7):

(1) Como $\left|\sqrt{N-d-p}\,m(\hat{a})/\hat{\sigma}_a\right| =$ 7,01×10^{-3} < 2, no hubo evidencia de que la media de los residuales fuera distinta de cero.

(2) El supuesto de varianza constante para $\{a_t\}$ se verificó a través de la Figura 22, en donde se apreció que no existió violación considerable a dicho supuesto.

(3) El valor de Q' se comparó con el valor de distribución de Ji cuadrada con 14 grados de libertad. Los puntos porcentuales del 5% y 10% fueron 23,7 y 21,1 respectivamente; por lo tanto el valor de Q'= 15,71 no condujo al rechazo de

la hipótesis de que los residuales eran ruido blanco. Adicionalmente, por otro lado el hecho de que no hubieran valores individuales de las autocorrelaciones residuales fuera del intervalo $\left(\pm 2/\sqrt{\mathrm{N}-\mathrm{d}-\mathrm{p}}\right) =$ (-0,036; 0,036) brindó un mayor fundamento al supuesto de independencia.

(4) En la gráfica de los residuales se observó que 123 residuales correspondiente al 4,1% se encontraron fuera del intervalo $(-2\widehat{\sigma_{\mathrm{a}}}, 2\widehat{\sigma_{\mathrm{a}}})$, lo cual fue consistente con la idea de que solamente 5% de los residuales se encuentren fuera de dicho intervalo; lo anterior implica que no hubo violación importante al supuesto de distribución normal para a_t.

(5) La gráfica de los residuales contra el tiempo permitió verificar que existieron observaciones atípicas (Ver Figura 22). Es decir, por fuera del intervalo $(-3\widehat{\sigma_{\mathrm{a}}}; 3\widehat{\sigma_{\mathrm{a}}})$; lo que evidenció que sucedieron eventos cuya probabilidad de ocurrencia fue de aproximadamente 1,53% o los residuales en cuestión correspondieron a observaciones que no fueron generadas por el mismo proceso del resto de la serie. Por lo tanto, no existieron observaciones ajenas a la serie en estudio.

(6) Debido a que el intervalo de confianza para los parámetros θ_1, θ_2, θ_3, θ_5 y θ_6 incluyeron el valor cero (ver Tabla 23), se pudo haber concluido que los parámetros debieron ser cancelados. Sin embargo como el cero se localizó mayormente cerca del límite superior de los intervalos, se asumió que los parámetros fueron necesarios para explicar el comportamiento del fenómeno y el modelo en sí resultó ser parsimonioso. Además, al eliminar los parámetros correspondientes al componente de promedios móviles, el modelo no presentó un ajuste adecuado respecto a la serie de tiempo; por ello se justificó la inclusión de estos parámetros.

(7) Debido a que el componente de promedios móviles presentó un orden considerablemente mayor, se evaluaron las condiciones de estacionariedad e invertibilidad correspondientes a los polinomios de retraso que intervinieron. Para que el proceso ARIMA fuera invertible y estacionario se consideró que las raíces de los parámetros $\emptyset$ y θ estuvieran fuera del circulo

unitario. En la Figura 23 se logra observar que las raíces inversas fueron menores a la unidad, por lo cual todas las raíces se encontraron fuera del círculo unitario. De lo anterior, se consideró que el modelo fue admisible.

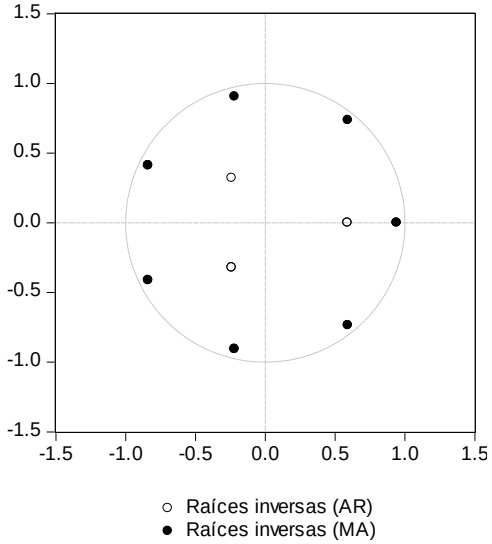


Figura 23. Raíces inversas de los polinomios de retraso autorregresivos y promedios móviles para el modelo media móvil semanal de turbiedad (3,1,7)

(8) Debido a que el modelo incluyó los parámetros ∅ y θ, se calcularon las correlaciones entre parejas de parámetros estimados (ver Ecuación 7.5), teniendo en cuenta la matriz de varianza – covarianza entre parámetros.

$$\mathrm{r}(\widehat{\emptyset},\widehat{\theta}) = \widehat{\mathrm{Cov}}(\widehat{\emptyset},\widehat{\theta}) / \sqrt{\widehat{\mathrm{Var}}(\widehat{\emptyset})\widehat{\mathrm{Var}}(\widehat{\theta})} \qquad (7.5)$$

Las correlaciones mayores o menores a 0,5 y -0.5 fueron: -0,776; -0,773 y -0,764 para las parejas de parámetros $\{\emptyset_1, \theta_1\}$, $\{\emptyset_2, \theta_2\}$ y $\{\emptyset_3, \theta_3\}$, respectivamente. La inclusión de los parámetros cuya correlación fue alta fue necesaria para obtener una representación adecuada de la serie de tiempo y no se encontraron factores aproximadamente comunes. A partir de lo anterior, se consideró que el modelo fue estable en los parámetros.

Tabla 25. Resultados de la estimación y verificación para el modelo de media móvil semanal de turbiedad (2,1,7)

Parámetros estimados		Intervalos del 95% de confianza	Análisis de residuales					Raíces parámetros	$r(\widehat{\emptyset}, \widehat{\theta})$
			m(â) - cociente	$\widehat{\sigma_a}$	Q'{g.l}	$r_k(â) \neq 0$	{α_t} grandes		
$\widetilde{\emptyset}_1$	0,108	0,051;0,165							
$\widetilde{\emptyset}_2$	0,137	0,08;0,194							
θ_1	-0,006	-0,051;0,039							
θ_2	-0,021	-0,066;0,023							
θ_3	0,040	0,012;0,069	$-2{,}53\times10^{-5}$ $2{,}03\times10^{-2}$	0,068	22,01 {13}	-0,037	(2):4,2% (3):1,53%	Ver Figura 24	-0,780[a] -0,775[b]
θ_4	0,047	0,018;0,076							
θ_5	0,011	-0,018;0,04							
θ_6	-0,014	-0,043;0,014							
θ_7	-0,626	-0,654;-0,598							

Nota: (2) y (3) porcentaje mayor a dos y tres desviaciones estándar residual, respectivamente.
a y b: $r(\widehat{\emptyset_1}, \widehat{\theta_1})$ y $r(\widehat{\emptyset_2}, \widehat{\theta_2})$, respectivamente. Correlaciones mayores o menores a 0,5 y -0,5 respectivamente.

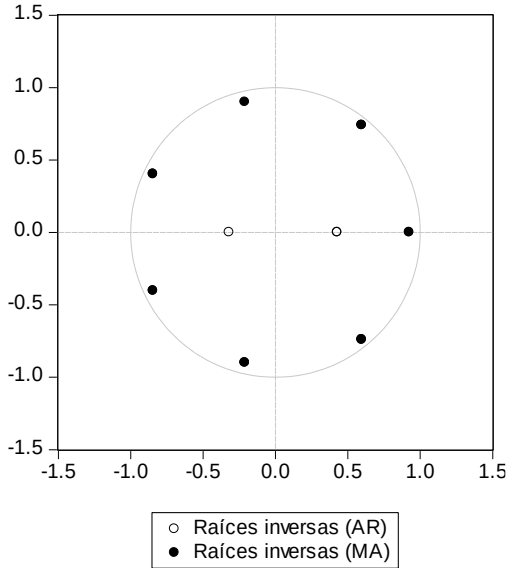


Figura 24. Raíces inversas de los polinomios de retraso autorregresivos y promedios móviles para el media móvil semanal de turbiedad (2,1,7)

Finalmente, como una evaluación adicional para los modelos identificados para la serie de tiempo semanal de turbiedad (ver Tabla 26): ARIMA (2,1,7) y ARIMA (3,1,7), que superaron la etapa de verificación, se procedió a comparar su desviación estándar residual y el error absoluto porcentual promedio. Los resultados mostraron para un mismo tipo de transformación (i.e., logarítmica) que los modelos ARIMA (2,1,7) y ARIMA (3,1,7) presentaron una desviación estándar residual de $6{,}83\times10^{-2}$ y $6{,}82\times10^{-2}$, respectivamente. Además, presentaron errores absolutos porcentuales promedio (MAPE) de 4,709% y 4,704%, respectivamente.

Por lo tanto, los resultados sugirieron el modelo ARIMA (3,1,7) como el que mejor representó la serie de tiempo en estudio. Sin embargo, los dos modelos fueron satisfactorios para representar la serie de tiempo de media móvil semanal para turbiedad (i.e., superaron la etapa de verificación). La etapa de verificación mostró que los modelos identificados y alternativos para las series de tiempo fueron satisfactorios para representar las variaciones a lo largo del tiempo. A continuación en la Tabla 26 se presentan los modelos obtenidos para los parámetros en estudio bajo escalas de tiempo: diaria, media móvil semanal y media móvil mensual. Es importante mencionar, que para el parámetro color no se logró identificar un modelo que superara la etapa de verificación y que presentara un ajuste adecuado para representar la serie de tiempo mediante la metodología ARIMA.

Tabla 26. Descripción general de los modelos identificados y alternativos

Parámetro	Modelo ARIMA[a]		R^2	MAPE (%)	Modelo ARIMA[b]		R^2	MAPE (%)	Modelo ARIMA[c]		R^2	MAPE (%)
	(p,d,q)	Transformación			(p,d,q)	Transformación			(p,d,q)	Transformación		
Turbiedad	(2,0,5)	Logarítmica	0,578	24,901	(2,1,7)	Logarítmica	0,956	4,709	(1,1,2)	Logarítmica	0,992	1,593
	(3,0,3)	Logarítmica	0,577	24,892	(3,1,7)	Logarítmica	0,956	4,704	(2,1,1)	Logarítmica	0,992	1,591
Conductividad eléctrica	(1,1,12)	Logarítmica	0,856	4,888	(2,1,12)	Logarítmica	0,992	0,949	(1,2,5)	Ninguna	0,999	0,308
	(1,0,12)	Logarítmica	0,857	4,854	(2,1,11)	Logarítmica	0,992	0,949	(2,1,2)	Ninguna	0,999	0,256
pH	(0,1,5)	Logarítmica	0,532	2,169	(1,1,11)	Logarítmica	0,972	0,367	(1,1,8)	Ninguna	0,996	0,126
	(0,1,3)	Logarítmica	0,535	2,163	(1,1,12)	Logarítmica	0,972	0,367	(1,1,8)	Raíz cuadrada	0,996	0,126
Alcalinidad total	(1,1,9)	Ninguna	0,662	13,261	(2,1,9)	Logarítmica	0,987	2,056	(1,2,10)	Raíz cuadrada	0,998	0,655
	(1,2,12)	Ninguna	0,665	13,211	(2,1,10)	Logarítmica	0,987	2,056	(1,2,10)	Ninguna	0,998	0,655
Cloruros	(1,1,3)	Raíz cuadrada	0,806	20,961	(1,0,16)	Logarítmica	0,984	3,783	(1,1,1)	Ninguna	0,999	0,901
	(1,0,3)	Raíz cuadrada	0,786	21,765	(0,1,16)	Logarítmica	0,984	3,768	(1,1,2)	Ninguna	0,999	0,902
Dureza total	(1,1,1)	Logarítmica	0,576	8,852	(1,1,9)	Logarítmica	0,978	1,465	(0,2,1)	Ninguna	0,998	0,448
	(1,0,1)	Logarítmica	0,576	8,834	(0,1,9)	Logarítmica	0,978	1,467	(1,2,1)	Ninguna	0,998	0,442
Dureza cálcica	(2,0,3)	Raíz cuadrada	0,621	8,963	(1,1,12)	Raíz cuadrada	0,984	1,389	(1,2,2)	Ninguna	0,998	0,442
	(3,1,4)	Raíz cuadrada	0,619	8,995	(1,1,8)	Raíz cuadrada	0,984	1,391	(1,1,1)	Ninguna	0,998	0,441
Hierro total	(0,1,12)	Raíz cuadrada	0,524	70,412	(1,1,12)	Raíz cuadrada	0,916	21,041	(0,1,10)	Ninguna	0,980	5,040
	(0,1,15)	Raíz cuadrada	0,525	70,830	(1,1,14)	Raíz cuadrada	0,916	21,000	(1,1,6)	Raíz cuadrada	0,979	5,098
Aluminio Residual	(0,1,12)	Raíz cuadrada	0,655	54,858	(1,1,7)	Ninguna	0,956	11,596	(1,1,3)	Raíz cuadrada	0,989	2,964
	(0,1,15)	Raíz cuadrada	0,659	53,975	(1,0,8)	Raíz cuadrada	0,957	10,977	(1,1,2)	Raíz cuadrada	0,989	2,962
Cloro residual libre	(0,1,4)	Raíz cuadrada	0,400	10,521	(1,1,8)	Ninguna	0,969	1,621	(1,1,2)	Ninguna	0,995	0,550
	(0,1,6)	Raíz cuadrada	0,394	10,535	(2,1,7)	Logarítmica	0,968	1,647	(1,1,3)	Ninguna	0,995	0,553
Cloro residual combinado	(0,1,3)	Raíz cuadrada	0,954	37,917	(0,1,7)	Raíz cuadrada	0,866	6,858	(0,1,1)	Ninguna	0,956	1,557
	(1,1,4)	Raíz cuadrada	0,954	37,906	(1,1,8)	Raíz cuadrada	0,866	6,853	(0,1,0)	Ninguna	0,956	1,530
Cloro residual total	(0,1,11)	Raíz cuadrada	0,631	9,925	(1,1,14)	Logarítmica	0,951	1,642	(1,1,1)	Ninguna	0,992	0,536
	(1,1,5)	Ninguna	0,624	10,045	(1,1,10)	Logarítmica	0,952	1,650	(1,1,2)	Ninguna	0,992	0,535
Sulfatos	(1,1,11)	Ninguna	0,507	53,555	(1,1,12)	Logarítmica	0,971	3,177	(0,2,4)	Ninguna	0,997	0,903
	(0,1,11)	Ninguna	0,507	53,551	(1,1,13)	Logarítmica	0,972	3,116	(0,2,5)	Ninguna	0,997	0,903

Nota. Escala de tiempo [a] Diaria, [b] media móvil semanal y [c] media móvil mensual

Desde el punto de vista del proceso ARIMA, se evaluaron los resultados obtenidos respecto a los componentes de los modelos identificados para las series de tiempo diaria, media móvil semanal y mensual, como se muestra a continuación:

i) Serie de tiempo diaria

Teniendo en cuenta el componente autorregresivo, se observó que los parámetros: pH, hierro total, aluminio residual, cloro residual: libre, combinado y total, y sulfatos; no estuvieron influenciados por las concentraciones del ayer (días anteriores). Lo anterior, pudo deberse a que durante el tratamiento del agua, parámetros como el pH y el cloro residual libre, dependen de condiciones controladas para garantizar un óptimo tratamiento. Por otro lado, los parámetros: turbiedad, conductividad eléctrica, alcalinidad total, cloruros, dureza: total y cálcica; tuvieron una memoria corta. Es decir, las concentraciones en un momento específico estuvieron influenciadas por las concentraciones registradas uno (1) y dos (2) días inmediatamente anteriores.

Dicha tendencia pudo deberse a que características como la turbiedad varían constantemente respecto a las condiciones climatológicas en la zona; influenciando directamente en la dosificación de reactivos para reducirla. Adicionalmente, esto pudo atribuirse a un monitoreo constante de las características del agua cruda y tratada en días anteriores. Respecto a lo anterior, desde el punto de vista de las diferencias, los resultados mostraron que las series de tiempo estuvieron influenciadas de manera consecutiva. Es decir, las concentraciones de los parámetros estuvieron influenciadas por las concentraciones inmediatamente anteriores.

Respecto al componente de promedios móviles, se evidenció que los valores en un momento especificó estuvieron influenciados por eventos inesperados durante los días anteriores. Se observó que las concentraciones de los parámetros: conductividad eléctrica, hierro total, aluminio residual y sulfatos; estuvieron influenciadas por eventos inesperados de 12 días atrás. Lo anterior pudo deberse a que las variaciones de estos parámetros no fueron notorias al corto plazo, dada su

gran variabilidad. Dicha tendencia se identificó al observarse que los parámetros hierro total y sulfatos registraron valores atípicos durante épocas específicas del periodo de estudio (p.ej., época de lluvias) y las variaciones de sus observaciones respecto a los valores promedios fueron considerablemente mayor a la de los demás parámetros. Sin embargo, la dureza total cuya variabilidad fue baja (ver Tabla 16), presentó una memoria limitada a las concentraciones del ayer; corroborando la influencia de las fluctuaciones a lo largo del tiempo en el orden de este componente del modelo.

ii) Serie de tiempo media móvil semanal y mensual

Los modelos identificados no presentaron un orden mayor a tres (3) respecto al componente autorregresivo (AR). Es decir, las series de tiempo presentaron una memoria prolongada para ambas escalas de tiempo (semanal y mensual). Para el caso del parámetro turbiedad, el componente autorregresivo presentó un orden de tres (3) y uno (1), para las series de tiempo media móvil semanal y mensual, respectivamente. Los valores en un momento específico estuvieron influenciados por los datos registrados tres semanas y un mes inmediatamente anteriores al valor evaluado, respectivamente. Por otro lado, la mayoría de los parámetros presentaron un orden para este componente entre uno y dos, sugiriendo que las series de tiempo fueron persistentes en el tiempo (semanalmente y mensualmente).

Por otro lado, los resultados mostraron que las series de tiempo estuvieron influenciadas de manera consecutiva y se logró observar que no fueron estacionarias, por lo cual, fue necesario la aplicación del operador diferencia (i.e., primer y segundo grado), corroborando lo expuesto por Guerrero (2003) respecto a que en pocas ocasiones se hace necesario la aplicación de diferencias mayores a segundo grado. Es decir, las series de tiempo no fueron sobrediferenciadas, garantizando así que los modelos identificados fueron adecuados para representarlas.

Respecto al componente de promedios móviles, desde el punto de vista semanal los modelos identificados presentaron órdenes similares a la escala diaria y tendieron a aumentar para los parámetros: dureza total, pH, turbiedad y cloruros; evidenciando que a corto plazo (i.e., escala diaria) las fluctuaciones de las observaciones no fueron notorias como en el caso de la escala semanal.

Finalmente, los modelos identificados para la escala de tiempo mensual sugirieron que las variaciones durante los meses inmediatamente anteriores tuvieron una fuerte influencia en los pronósticos. En general, se observó que existió influencia de uno, dos y tres meses inmediatamente anteriores. Sin embargo, parámetros como el pH y la alcalinidad total presentaron ordenes de ocho (8) y diez (10), respectivamente, para este componente. Es decir, el promedio de los eventos atípicos de ocho y diez meses inmediatamente anteriores tuvieron influencia en los valores en un momento determinado. Los resultados obtenidos para las escalas semanal y mensual reflejaron la necesidad de tener en cuenta las fluctuaciones registradas varias semanas y meses atrás; tal como Guerrero (2003) mencionó, dichos eventos pudieron no asimilarse de manera instantánea, sino que pudieron seguir teniendo influencia después de cierto tiempo.

A partir de los modelos identificados, se observó que existió coherencia entre las escalas de tiempo semanal y mensual, para cada uno de sus componentes. Por ejemplo, para el caso del cloro residual libre se identificaron modelos ARIMA (1,1,8) y (1,1,2) para las series de tiempo media móvil semanal y mensual, respectivamente. Los resultados obtenidos respecto al componente de promedios móviles para la escala semanal (i.e., orden ocho), sugirieron que desde el punto de vista mensual, la serie de tiempo podría representarse con un menor orden en este componente (p.ej., segundo orden). Es decir, los modelos representaron la misma estructura temporal respecto a este componente y reflejaron la influencia de los dos meses inmediatamente anteriores sobre los pronósticos. Sin embargo, los resultados difirieron para el parámetro alcalinidad total, en los cuales no se evidenció una coherencia entre los componentes del modelo para ambas escalas

(semanal y mensual); esto pudo deberse principalmente a valores atípicos en la serie de tiempo o errores muestrales durante la estimación del modelo.

Por otro lado, los órdenes de los modelos respecto al componente autorregresivo desde el punto de vista semanal permitieron evidenciar la influencia de las concentraciones registradas una, dos y tres semanas inmediatamente anteriores. Por otro lado, se observó que se obtuvieron órdenes mayores o iguales a uno (1) (i.e., influencia de los meses anteriores) para la escala mensual. De lo anterior, pudo observar que la influencia de la escala de evaluación menor (semanal) estuvo incluida en los modelos mensuales.

Respecto a los resultados obtenidos, Valipour *et al.* (2012) evidenció que para la serie de tiempo mensual correspondiente a la afluencia en un embalse, la sobreparametrización de los modelos identificados conllevaron a obtener mejores resultados que los identificados mediante las FAC y FACP muestrales. En el presente estudio se obtuvieron resultados similares. Por otro lado, los resultados obtenidos fueron significativamente diferentes a los reportados por Singh & Bhardwaj (2014) para el pH, los cuales desde el punto de vista mensual correspondieron a un modelo ARIMA (0,0,1), con R^2 y MAPE de 0,184 y 3,906%, en comparación con el modelo ARIMA identificado para la PTAP El Dorado (1,1,8) con con R^2 y MAPE de 0,996 y 0,126%, respectivamente.

Lo anterior, evidenció la efectividad de la inclusión del componente autorregresivo y un mayor orden en el componente de promedios moviles (i.e., dependencia de los meses inmediatamente anteriores), siempre y cuando se obtuviera un ajuste adecuado (p.ej., reducción considerable del MAPE). Desde el punto de vista mensual, Wang *et al.* (2013) reportaron modelos ARIMA para las concentraciones de amonio y oxígeno disuelto en un río en China con ordenes en el componente MA de 3 y 4, respectivamente; reflejando la influencia de las fluctuaciones de las observaciones durante los meses anteriores, sobre los valores pronosticados.

Posteriormente a la verificación de los modelos univariantes, se evaluó la estructura ARIMA de los modelos definitivos, con el fin de establecer relaciones respecto a la estructura temporal entre estos. Inicialmente, se evaluaron los parámetros que pudieron representarse bajo la misma estructura temporal y, posteriormente, se clasificaron en orden de importancia teniendo en cuenta los estadísticos de ajuste del modelo (i.e., R^2 y MAPE). En la Tabla 27 se pueden observar los parámetros cuyas estructuras temporales tuvieron las mejores relaciones respecto a los demás parámetros.

Tabla 27. Parámetros indicadores de la calidad del agua identificados a partir de su estructura temporal ARIMA

Serie de tiempo	Orden de importancia	Parámetro	Modelo	R^2	MAPE (%)
Diaria	1	Cloro residual combinado	(0,1,3)	0,954	37,917
	2	Conductividad eléctrica	(1,1,12)	0,856	4,888
	3	Cloruros	(1,1,3)	0,806	20,961
	4	Turbiedad	(3,0,3)	0,577	24,892
	5	Hierro total	(0,1,12)	0,524	70,412
Media móvil semanal	1	Conductividad eléctrica	(2,1,11)	0,992	0,949
	2	pH	(1,1,11)	0,972	0,367
	3	Sulfatos	(1,1,13)	0,972	3,116
	4	Cloro residual libre	(1,1,8)	0,969	1,621
	5	Cloro residual total	(1,1,10)	0,952	1,650
Media móvil mensual	1	Cloruros	(1,1,1)	0,999	0,901
	2	Cloro residual libre	(1,1,2)	0,995	0,55
	3	Turbiedad	(1,1,2)	0,992	1,593
	4	Aluminio residual	(1,1,2)	0,989	2,962
	5	Cloro residual total	(1,1,1)	0,951	0,536

Los resultados sugirieron que los modelos identificados para los parámetros: conductividad eléctrica, cloruros, cloro residual libre, turbiedad y cloro residual total; presentaron estructuras similares para las diferentes escalas de tiempo y mejores resultados respecto al ajuste del modelo (i.e., R^2 y MAPE). Es decir, las concentraciones y eventos atípicos (i.e., variabilidad) de periodos anteriores influyeron de manera similar sobre las concentraciones de estos parámetros

respecto a los demás, y los modelos fueron adecuados para representar la estructura temporal y las relaciones entre cada uno de los parámetros.

Comparando los parámetros mencionados anteriormente, respecto a los parámetros establecidos por la norma de servicio NS – 067 (2009) y el análisis de correlación de la presente investigación (ver Tabla 28), se observó que no existieron relaciones significativas entre el color aparente, el pH y la alcalinidad total respecto a los demás parámetros. Por otro lado, se obtuvieron resultados similares entre el análisis de correlación y la identificación de los modelos univariantes respecto a los parámetros: cloruros, cloro residual libre, turbiedad y conductividad eléctrica.

Sin embargo, el orden de importancia difirió debido a las consideraciones de cada metodología. Los resultados tras la aplicación de ambas metodologías sugirieron que los parámetros cloruros, cloro residual libre y turbiedad fueron los más representativos en la calidad del agua tratada en la planta. Adicionalmente, la inclusión de la conductividad eléctrica en la evaluación de la calidad del agua tratada brindaría un análisis más detallado de la efectividad del tratamiento de potabilización.

Tabla 28. Comparación entre los parámetros indicadores de la calidad del agua establecidos por la NS – 067 (2009) e identificados en la presente investigación

NS – 067 (2009)	Orden de importancia	Propuesto[a]	ARIMA[b]
Turbiedad	1	Cloruros	Conductividad eléctrica
Color aparente	2	Cloro residual libre	Cloruros
pH	3	Turbiedad	Cloro residual libre
Alcalinidad	4	Conductividad eléctrica	Turbiedad
Cloro residual libre	5	Hierro Total	Cloro residual total

Nota. [a] según la magnitud de los coeficientes de correlación lineal ($r > 0,40$); [b] según estructura temporal ARIMA, R^2 y MAPE

7.5. ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LOS RESULTADOS OBTENIDOS

7.5.1. Comparación entre metodologías estadísticas para la evaluación de la calidad del agua tratada

Posteriormente al desarrollo de las Fases 4 y 6 de la presente investigación, se establecieron límites de control (i.e., concentraciones máximas aceptables) para los parámetros de la calidad del agua tratada en la PTAP El Dorado. Lo anterior, en función de las características de las series de tiempo y dos enfoques fundamentales: (i) estadístico descriptivo y (ii) modelos ARIMA. En la Figura 25 se pueden observar los límites de control establecidos mediante ambas metodologías para el parámetro de turbiedad.

Desde el punto de vista descriptivo, se establecieron los límites de control en función del valor promedio y, dos y tres desviaciones estándar respecto a este. Las excedencias en las concentraciones para los parámetros evaluados no fueron mayores al 4,4% y 1,6% para dos y tres desviaciones, respectivamente. Al respecto, Vivanco (2005) mencionó que al suponer que las series de tiempo se distribuyeron normalmente, los límites para dos y tres desviaciones cubrieron el 95,5% y 99,7% de las observaciones, respectivamente. Es decir, los valores que estuvieron por fuera de los intervalos (tres desviaciones estándar) pudieron reflejar anomalías en el parámetro.

Para el parámetro turbiedad, se identificó que para tres desviaciones estándar (0,7 UNT), 41 observaciones (1,4%) fueron mayores al límite de control. Sin embargo, este límite fue 1,4 y 2,9 veces menor a los establecidos por la norma de servicio NS – 067 de 2009 (1 UNT) y la Resolución 2115 de 2007 (2 UNT), respectivamente. Es decir, las excedencias no fueron relevantes y tan solo un 0,3% de las observaciones fue mayor a 1 UNT y, pudieron indicar deficiencias operativas en cuanto a la remoción de esta, debido a que valores menores a 1 UNT se constituyen como óptimos para un efectivo proceso desinfección.

Respecto a los resultados obtenidos durante la etapa de identificación y estimación de los modelos ARIMA, se estableció que la escala semanal fue la más apropiada para el establecimiento de los límites de control. Lo anterior, debido a que el coeficiente de correlación entre el pronóstico y la serie de tiempo original presentó un valor correspondiente a 0,65 y fue mayor en comparación al coeficiente de correlación de 0,5 obtenido para la escala mensual. Es decir, los pronósticos para los modelos desde el punto de vista semanal fueron más aproximados a la serie de tiempo original. Posteriormente, se estimaron los límites de control en función del pronóstico para un nivel de confianza del 95% y dos desviaciones estándar. Las mayores excedencias se observaron para un nivel de confianza del 95%, con porcentajes de excedencias de 35,2%, 34,6%, 34% para los parámetros dureza cálcica, cloro residual libre y alcalinidad total, respectivamente. Teniendo en cuenta que los pronósticos estuvieron en función de una media móvil semanal, los resultados sugirieron considerar un nivel de confianza mayor, respecto a la estimación del límite de control.

Posteriormente, se establecieron los límites de control a partir de dos desviaciones estándar para cada pronóstico. Lo anterior, debido a que el límite de control para un nivel de confianza del 95% dependió del error absoluto entre cada pronóstico y valor observado; y no se tuvo en cuenta la influencia de las fluctuaciones de las observaciones a lo largo del tiempo. Respecto a lo anterior, se observó una disminución en las excedencias con porcentajes máximos no mayores al 5,9%, principalmente respecto al parámetro de turbiedad, cuyas excedencias fueron de 23,8% y 4,2% para un nivel de confianza del 95% y dos desviaciones estándar respecto al valor pronosticado, respectivamente.

Finalmente, se consideró que los límites de control establecidos mediante la metodología ARIMA (dos desviaciones) fueron los más adecuados para evaluar la calidad del agua y la eficiencia operacional, debido a que los límites de control estuvieron en función de la estructura temporal de las series evaluadas (régimen real de tratamiento en la PTAP), la influencia de valores registrados semanas

anteriores y las fluctuaciones a lo largo del tiempo (i.e., variabilidad de las observaciones). Es decir, abarcaron las dos metodologías empleadas en la presente investigación.

A partir de lo anterior, y teniendo en cuenta los parámetros indicadores propuestos en el análisis de correlación, el mayor porcentaje de excedencias fue en orden de importancia para los parámetros: (i) hierro total, (ii) cloro residual libre, (iii) turbiedad, (iv) cloruros y (v) conductividad eléctrica (ver Tabla 29). Sin embargo, las excedencias no fueron mayores al 6%, lo cual desde el punto de vista operativo no reflejó deficiencias en el tratamiento del agua. En el Anexo 6, se pueden observar las excedencias correspondientes a los demás parámetros para cada una de las metodologías empleadas.

Adicionalmente, los límites de control establecidos mediante las dos metodologías (desviaciones estándar y ARIMA) fueron menores a los límites máximos permisibles establecidos por la Resolución 2115 de 2007. Sin embargo, se observó que los límites establecidos para los parámetros pH y el cloro residual libre excedieron en un 1,3 % y 0,93%, respectivamente, los límites establecidos por la norma de servicio NS – 067 de 2009. Debido a que los límites para esta norma fueron más estrictos, en comparación con la legislación colombiana, se estableció que dicho porcentaje de excedencias no fue representativo en la calidad del agua tratada.

Tabla 29. Número y porcentaje de excedencias para las metodologías empleadas en el establecimiento de límites de control

Parámetro	Modelo	Metodología			
		PTAP (2)	PTAP (3)	ARIMA (95%)	ARIMA(2)
Cloruros	(0,1,16)	72 2,40%	12 0,40%	875 29,10%	34 1,10%
Cloro residual libre*	(1,1,8)	130 4,30%	13 0,40%	1039 34,60%	133 4,40%
Turbiedad	(3,1,7)	96 3,20%	41 1,40%	715 23,80%	127 4,20%
Conductividad eléctrica	(2,1,11)	104 3,50%	14 0,50%	948 31,50%	13 0,40%
Hierro total	(1,1,14)	123 4,10%	47 1,60%	393 13,10%	178 5,90%

Nota: PTAP (2) y (3) dos y tres desviaciones estándar por encima de la media a excepción de los marcados con un (*)
ARIMA (95%) y (2): Límite superior respecto al pronóstico del modelo para un 95% confianza y dos desviaciones estándar.

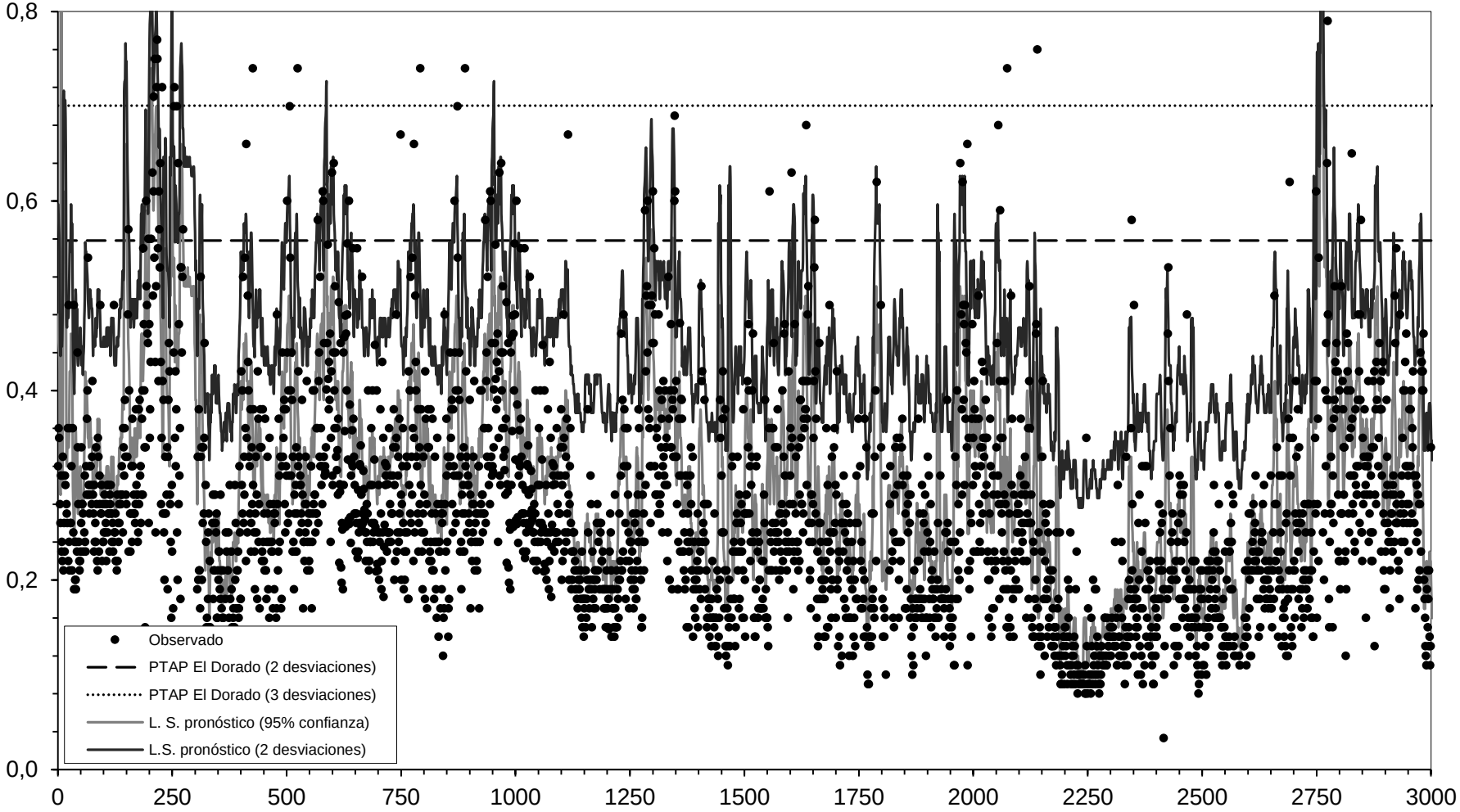


Figura 25. Valores observados y límites de control establecidos para la turbiedad mediante las metodologías: dos y tres desviaciones respecto a la media y ARIMA

7.5.1. Influencia climatológica en la calidad del agua tratada

A partir del análisis se identificó que en la zona de localización de la PTAP la época seca se registró entre los meses Enero y Marzo, y Agosto y Septiembre. Por otro lado, la época de lluvias se registró entre los meses Abril – Julio y Octubre – Diciembre. Sin embargo, estas tendencias variaron durante el año 2011 y el periodo comprendido entre los años 2013 y 2015, lo cual se asoció principalmente a los Fenómenos del Niño y la Niña en el país, respectivamente.

A partir de lo anterior, se observó que las concentraciones medias de los parámetros variaron con respecto a la época, evidenciándose un aumento en las concentraciones medias durante la época de lluvias para los parámetros: turbiedad, conductividad eléctrica, dureza total y cálcica, hierro total, aluminio residual, cloro residual libre, combinado y total, y sulfatos. Adicionalmente, se observó un descenso en las concentraciones medias de los parámetros: color, pH, cloruros y alcalinidad total. Ibrahim & Abu – Shanab (2013) obtuvieron resultados similares.

Para el caso de la turbiedad, durante el año 2011 (Ver Figura 26) se observó que los valores promedios durante la época de lluvias fueron 1,15 veces mayores a la época seca, y se registraron valores máximos de 0,97 UNT; mientras que durante la época seca los valores registrados fueron menores a 0,5 UNT. Generalmente, durante los periodos de lluvias se observó que en promedio los valores registrados fueron 1,08 veces mayores a los registrados durante el periodo seco. Sin embargo, durante los periodos 2006 – 2007 y 2012 – 2015, se observó que los valores en la época de lluvias tendieron a ser menores respecto a la época seca. Lo anterior, se asoció a la frecuencia con la que se registraron las épocas de invierno y verano durante cada periodo; la frecuencia de la época seca fue mayor a la de lluvias para ambos periodos mencionados (i.e., periodos secos prolongados).

Respecto a los sulfatos, durante el año 2011 (ver Figura 26) se observó que las concentraciones promedios durante la época de lluvias fueron 1,3 veces mayores a la época seca, y se registraron concentraciones máximas de 18,9 mg/L; mientras

que durante la época seca las concentraciones fueron menores a 15 mg/L. Generalmente, las concentraciones medias en época de lluvias fueron 1,2 veces mayores a las registradas en época seca. Adicionalmente, las concentraciones máximas se registraron durante el periodo de lluvias y fueron en promedio 1,6 veces mayores a las registradas durante el periodo seco. En la Tabla 30 se pueden ver las concentraciones máximas, mínimas y medias durante ambos periodos. Los aumentos o disminuciones corresponden a la época de lluvias respecto a la seca.

Tabla 30. Concentraciones medias, máximas, mínimas y aumento o disminución durante las épocas seca y de lluvias

Parámetro	Unidad	Época seca			Época de lluvias			Aumento (+) o Disminución (-)		
		Media	Máximo	Mínimo	Media	Máximo	Mínimo	Media	Máximo	Mínimo
TUR	UNT	0,26	1,84	0,08	0,28	1,68	0,03	1,08	-1,10	-2,67
COL	UPC	1,93	18,00	0,00	1,54	8,00	0,00	-1,26	-2,25	0,00
CE	µS/cm	56,93	119,10	4,69	57,71	114,30	4,69	1,01	0,96	1,00
PH	-	6,98	9,93	6,07	6,92	8,30	5,19	-1,01	-1,20	-1,17
ALC	mg/L	8,03	22,00	2,00	7,12	15,00	2,00	-1,13	-1,47	1,00
CLO	mg/L	4,88	21,27	0,00	2,24	21,27	0,00	-2,18	1,00	0,00
DUT	mg/L	17,13	33,08	4,69	17,72	39,32	1,53	1,03	1,19	-3,07
DUC	mg/L	15,12	27,32	4,79	15,83	28,08	6,30	1,05	1,03	1,32
HT	mg/L	0,03	0,49	0,00	0,03	1,01	0,00	1,16	2,06	0,00
ALR	mg/L	0,06	0,93	0,00	0,07	0,70	0,00	1,24	-1,33	0,00
CRL	mg/L	1,47	2,59	0,28	1,48	2,42	0,58	1,01	-1,07	2,07
CRC	mg/L	0,11	0,90	0,00	0,13	11,00	0,00	1,09	12,22	0,00
CRT	mg/L	1,59	2,95	0,00	1,61	12,11	0,00	1,01	4,11	0,00
SUL	mg/L	7,08	16,57	0,06	8,63	26,35	0,00	1,22	1,59	0,00

TUR: turbiedad, COL: Color, CE: Conductividad eléctrica, ALC: Alcalinidad, CLO: Cloruros, DUT: Dureza total, DUC: Dureza cálcica, HT: Hierro total, AR: Aluminio residual, CRL: Cloro residual libre, CRC: Cloro residual combinado, CRT: Cloro residual total y SUL: Sulfatos.

Finalmente, los resultados sugirieron que la dosificación de reactivos y la efectividad de los procesos empleados en el tratamiento estuvieron condicionados a las condiciones climatológicas en la zona de localización de la PTAP (i.e., precipitaciones) y las variaciones en las características del agua captada. Por ejemplo, en época de lluvias la turbulencia del cuerpo de agua donde se realizó la captación tendió a aumentar, generando así una mayor turbiedad en el agua (Romero, 2005). Lo anterior, implicó emplear una dosificación mayor del agente coagulante (sulfato de aluminio) para removerla; de esta manera aumentando la concentración de sus residuales (aluminio residual y sulfatos) en el agua tratada.

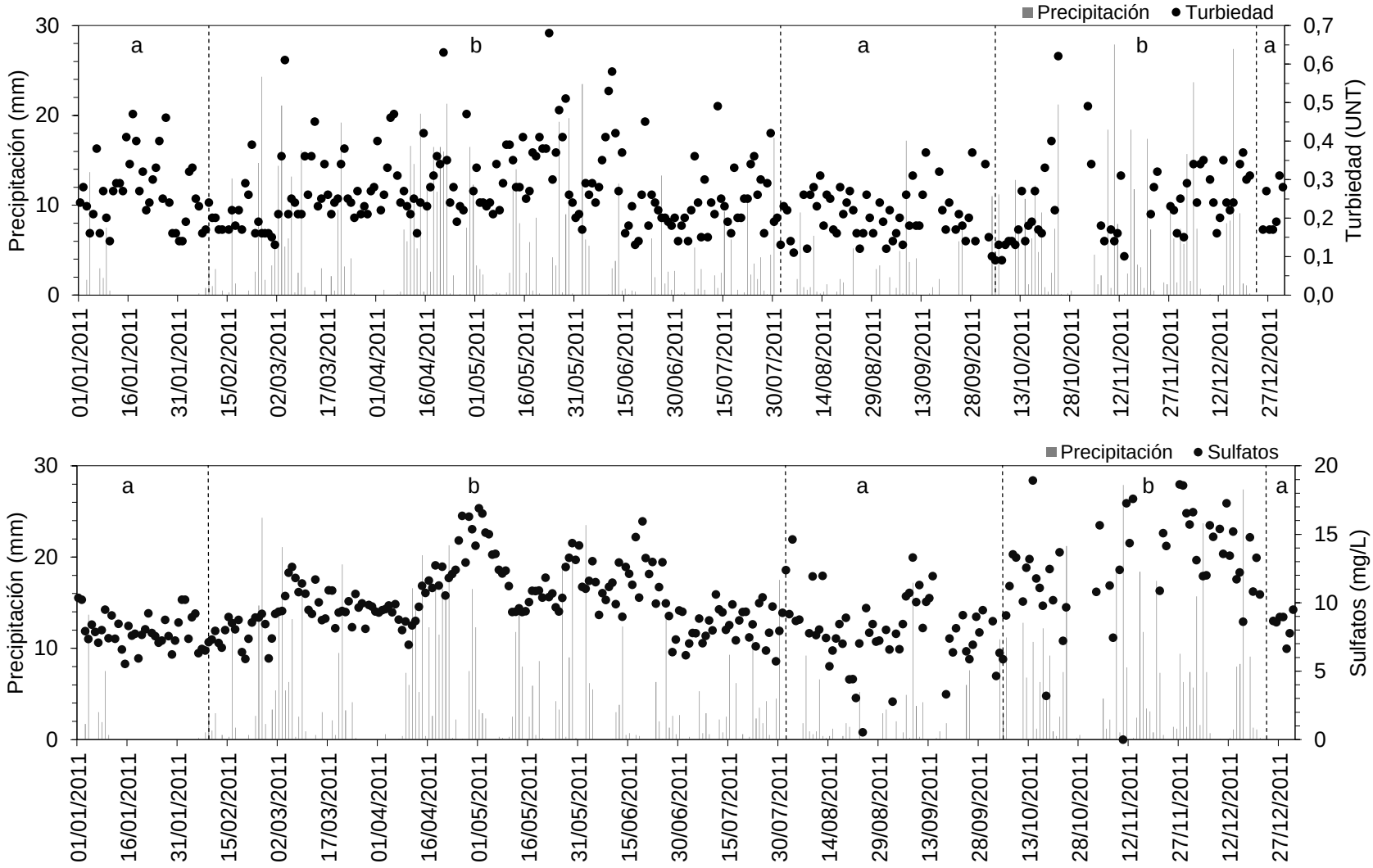


Figura 26. Variación de los valores de turbiedad y las concentraciones de sulfatos respecto a la precipitación durante el año 2011. a) Tiempo de disminución y b) tiempo de aumento de la precipitación

8. CONCLUSIONES

- Respecto a los parámetros de calidad del agua tratada en la planta, se evidenció una elevada variabilidad en las concentraciones registradas, teniendo en cuenta los valores medios y desviaciones estándar; los parámetros con mayor variabilidad fueron: hierro total (0,03 – 0,05 mg/L), aluminio residual (0,07 – 0,06 mg/L), color (1,76 – 1,29 UPC), cloruros (4,60 – 2,46 mg/L) y turbiedad (0,27 – 0,14 UNT). Es decir, las condiciones del agua tratada no se mantuvieron constantes. Lo anterior, estuvo influenciado directamente por las características del agua cruda captada, los procesos realizados en la planta, y la dosificación de reactivos.
- En general, los porcentajes de incumplimiento respecto a la legislación colombiana y la norma de servicio de la E.A.A.B no fueron mayores al 2%. Excepto durante el periodo 2004 – 2007, donde los parámetros cloro residual libre y conductividad eléctrica registraron los mayores porcentajes de incumplimiento: 96,2% y 46,7%, respectivamente. Las excedencias reportadas se debieron principalmente a las acciones realizadas en la planta para garantizar un suministro apto para el consumo humano, y correspondieron a parámetros de interés para el tratamiento y no a aquellos que pudieran generar efectos negativos sobre la salud pública, según lo establecido por la Resolución 2115 de 2007.
- Las mejores correlaciones entre los parámetros de calidad del agua se observaron bajo una escala de tiempo mensual ($r \leq 0{,}68$) y semanal ($r \leq 0{,}64$). Es decir, las relaciones entre los parámetros fueron más notorias en el mediano y largo plazo; mientras que para la escala diaria (i.e., corto plazo) al obtenerse las menores correlaciones ($r \leq 0{,}52$) dichas relaciones no se evidenciaron. Desde el punto de vista mensual, los parámetros que mejores correlaciones ($r > 0{,}40$) registraron en orden de importancia fueron: (i) cloruros, (ii) cloro residual libre, (iii) turbiedad, (iv) conductividad eléctrica y (v) hierro total. Los cuales pueden ser considerados dentro de la evaluación operacional de la PTAP El Dorado como indicadores de la calidad del agua y la efectividad del tratamiento.

- Los modelos obtenidos desde el punto de vista diario registraron errores porcentuales promedios (MAPE) del 70% y 55% para los parámetros de hierro total y aluminio residual, respectivamente. Es decir, no presentaron un ajuste adecuado. Por otro lado, se observó que al aplicar una media móvil a las series de datos, el MAPE tendió disminuir considerablemente. Lo anterior, se evidenció al evaluar los modelos ARIMA para parámetros como el hierro total, cuyos errores porcentuales promedios fueron del 70% y 21% para las series de tiempo diaria y media móvil semanal, respectivamente. Finalmente, se observó una coherencia temporal respecto a las escalas de tiempo de los modelos identificados y existió la posibilidad de representar las series de tiempo a través de la misma estructura temporal ARIMA para las escalas de tiempo semanal ((1,1,11) y (1,1,8)) y mensual ((1,1,1) y (1,1,2)).
- Respecto a los límites de control establecidos desde el enfoque estadístico descriptivo, se observó que para dos y tres desviaciones estándar las excedencias máximas fueron del 4,4% y 1,6%, respectivamente. Las concentraciones mayores a tres desviaciones estándar permitieron identificar con un mayor grado de exactitud tendencias atípicas en los parámetros evaluados; teniendo en cuenta que para una distribución normal el 99,7% de la información se encuentra dentro de dicho intervalo (Vivanco, 2005). Sin embargo, al evaluar la magnitud de las excedencias, se observó por ejemplo, que tan solo un 0,3% de las observaciones del parámetro turbiedad fueron relevantes (i.e., > 1 UNT) respecto al tratamiento de potabilización y reflejaron deficiencias en el proceso.
- Respecto los límites de control establecidos desde el punto de vista ARIMA, se observó que los límites a partir de dos desviaciones estándar fueron más apropiados que los establecidos para un nivel de confianza del 95% respecto al pronóstico. Lo anterior, debido a que para un nivel de confianza del 95% se consideró el error absoluto entre el pronóstico y las observaciones, y no las fluctuaciones a lo largo del tiempo; obteniéndose excedencias máximas del 34,6% para el parámetro cloro residual libre, respecto al límite para un nivel de confianza del 95%. Sin embargo, tan solo un 0,03% de las magnitudes fueron relevantes debido a que fueron menores al valor mínimo establecido por la legislación (0,3 mg/L).

- Los resultados sugirieron que la evaluación de la calidad del agua tratada mediante la metodología ARIMA (dos desviaciones) se constituyó como la más eficiente, debido a que los límites establecidos dependieron de la influencia de las concentraciones de semanas inmediatamente anteriores y la variabilidad a lo largo del tiempo. Los mayores porcentajes de excedencias se registraron en orden de importancia para los parámetros: hierro total (5,9%), cloro residual libre (4,4%) y turbiedad (4,2%); reflejando que el agua suministrada durante estos días presentó una baja calidad en su aspecto (i.e., color y sabor), más no representó riesgo alguno para la salud pública, teniendo en cuenta las directrices establecidas por la Organización Mundial de la Salud y la legislación colombiana vigente.
- No se observó una relación directa entre las concentraciones de los parámetros de calidad del agua y la precipitación en la zona de estudio. Sin embargo, se identificaron cambios significativos en las concentraciones durante los periodos secos y de lluvias, por ejemplo, al registrarse concentraciones de los sulfatos durante el periodo de lluvias, que fueron 1,2 veces mayores a las de la época seca. Por otro lado, durante periodos secos prolongados, las concentraciones máximas tendieron a registrarse durante esta época. Lo anterior, se observó para la turbiedad durante el periodo 2006 – 2007 (periodo seco prolongado); al registrarse valores en época de lluvias que fueron en promedio 1,15 veces menores respecto a los de la época seca.
- Los resultados obtenidos permitieron evidenciar que el agua suministrada fue apta para el consumo humano y no representó ningún riesgo para la salud humana; reflejando un eficiente tratamiento de potabilización. Por otro lado, durante la época de lluvias tendieron a registrarse las mayores concentraciones de los parámetros. Por ejemplo, el parámetro de aluminio residual registró concentraciones máximas que fueron 4,6 veces mayor al límite máximo establecido por la Resolución 2115 de 2007. Sin embargo, no se han demostrado efectos adversos debido al consumo de agua con altas concentraciones de estos parámetros, los cuales están relacionados principalmente con el aspecto del agua (i.e., color, olor y sabor).

9. RECOMENDACIONES

Para evaluar la calidad del agua a nivel multianual se recomienda contar con más del 90% de la información, que sean series de tiempo continuas y manejen la misma escala de tiempo, con el fin de garantizar la representatividad del análisis. Adicionalmente, se recomienda que el análisis se realice a mediano y largo plazo, ya que a corto plazo no se logran identificar tendencias, tal como se evidenció en el análisis de correlación y la identificación de los modelos ARIMA en la presente investigación, cuyos resultados fueron satisfactorios desde el punto de vista semanal y mensual.

Por otro lado, la implementación del desarrollo de modelos ARIMA enfocados a evaluar la calidad del agua tratada se constituye como una herramienta complementaria a dicha evaluación, la cual se recomienda ser implementada a nivel institucional (i.e., E.A.A.B), distrital y nacional; dada su efectividad en la estimación de pronósticos a corto, mediano y largo plazo, los cuales pueden optimizar los procesos implementados en las diferentes plantas potabilizadoras, ya sea desde la dosificación de reactivos hasta los tiempos en cada una de las etapas del tratamiento. Lo anterior contribuiría en temas de salud pública, dado que instrumentos de evaluación como el Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para Consumo Humano (IRCA) presenta deficiencias, debido a la manera en que se cuantifica y las acciones planteadas a llevar a cabo.

La inclusión de los parámetros cloruros, conductividad eléctrica y hierro total como indicadores de control del tratamiento en la norma de servicio NS – 067 (2009) permitiría realizar una evaluación más óptima, dada su relación con los demás parámetros medidos. Con el fin de realizar un análisis más detallado se recomienda evaluar en conjunto la calidad del agua cruda; lo anterior con el fin de analizar el impacto del tratamiento sobre esta. Adicionalmente, al evaluar el componente climatológico, la inclusión de la variable temperatura permitiría un análisis más detallado de cómo la calidad del agua se ve afectada por fenómenos climatológicos.

El desarrollo de la presente investigación brinda las bases metodológicas para la evaluación de series de tiempo de interés ambiental. Recomendándose la aplicación de las metodologías aquí expuestas en futuras líneas de investigación, tales como el monitoreo de fuentes hídricas (p.ej., ríos) para el diseño y operación de plantas de tratamiento, permitiendo identificar las épocas del año donde se requiere un mayor monitoreo del agua captada y los procesos de potabilización (p.ej., coagulación – floculación). Por otro lado, el desarrollo de modelos causales que permitan pronosticar las concentraciones óptimas de reactivos a utilizar en los procesos de potabilización con el fin de reducir costos asociados a la compra de reactivos y garantizar un suministro óptimo de agua potable. Finalmente, permitiría evaluar y optimizar los diferentes procesos de operación a mediano y largo plazo.

Dada la efectividad de las metodologías aquí expuestas en la evaluación de series de tiempo diarias, semanales y mensuales, resultan muy útiles al momento de ser empleadas por las instituciones (p.ej., empresas de servicios públicos). Principalmente, en cuanto a la proyección de la demanda respecto a los servicios ofrecidos y la optimización de los recursos, a mediano y largo plazo. Adicionalmente, podrían constituirse como un instrumento para la toma de decisiones y la aplicación de acciones correctivas y preventivas.

ANEXOS

Los anexos se encuentran en formato digital anexo al presente documento:

1. Resultados matriz Vester causa – efecto
2. Evaluación descriptiva de la información
   - 2.1. Variación diaria de los parámetros de calidad del agua en la PTAP el dorado: periodo 2006 – 2015
   - 2.2. Promedio semanal de los parámetros de calidad del agua en la PTAP el dorado: periodo 2006 – 2015
   - 2.3. Promedio mensual de los parámetros de calidad del agua en la PTAP el dorado: periodo 2006 – 2015
   - 2.4. Percentiles (5, 10, 25, 50, 75, 90, 95)
   - 2.5. Coeficientes de correlación entre parámetros de calidad del agua en la PTAP el dorado: serie de tiempo diaria
3. Cálculo índice de riesgo de la calidad del agua para consumo humano (IRCA)
4. Modelos de regresión
   - 4.1. Modelos de regresión promedio mensual
5. Resumen modelos ARIMA identificados
   - 5.1. Modelos ARIMA: serie de tiempo media móvil semanal
   - 5.2. Modelos ARIMA: serie de tiempo media móvil mensual
   - 5.3. Modelos ARIMA: serie de tiempo diaria
6. Análisis comparativo entre metodología estadísticas para la evaluación de la calidad del agua
7. Parámetros Calidad del Agua PTAP El Dorado: 2004 – 2015

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, R. (2008). *Saneamiento Ambiental e Higiene de los Alimentos* (Primera ed.). Córdoba: Editorial Brujas.

Ahmad, S., Khan, I., & Parida, B. (2001). Performance of stochastic approaches for forecasting river water quality. *Water Research*, 4261-4266.

Akoto, O., Gyamfi, O., Darko, G., & Rex, V. (2014). Changes in water quality in the Owabi water treatment plant in Ghana. *Applied Water Science*.

Alvarez, P., Crespo, A., Núñez, F., & Usabiaga, C. (2006). Introducción de elementos autorregresivos en modelos de dinámica de sistemas. *Dinámica de sistemas, 2*(1), 37-66.

Barbooti, M., Bolzoni, G., Mirza, I., Pelosi, M., Barilli, L., Kadhum, R., & Peterlongo, G. (2010). Evaluation of quality of Drinking Water from Baghdad, Iraq. *Science World Journal, 5*, 35 - 46.

Barlett, M. (1946). On the theorical specification of samplig properties of autocorrelated time series. *Journal of the Royal Statistical Society*, 8 - 27.

Bermejo, M. (2011). *Métodos estadísticos en series temporales no lineales, con aplicación a la predicción de energía eólica.* Recuperado el 22 de Abril de 2015, de Universidad Carlos III de Madrid: http://e-archivo.uc3m.es/bitstream/handle/10016/13712/Tesis_Miguel_Angel_Bermejo_Mancera.pdf?sequence=1

Bolognesi, E. (1971). Análisis de criterios para clasificar totales mensuales de precipitación aplicados a series de Republica Argentina. *Meteorológica*, 171-205.

Box, G., & Jenkins, G. (1970). *Time Series Analysis, Forecasting and Control .* San Francisco: Holden - Day.

Brown, R., Macclelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). A Water Quality Index - Do We Dare? *Water & Sewage Works*, 339 - 343.

Campos, I. (2000). *Saneamiento Ambiental.* Costa Rica: Camara Costarricense del Libro.

Concejo de Bogotá. (2012). *Concejo de Bogotá D.C.* Recuperado el 3 de Abril de 2015, de http://www.concejodebogota.gov.co/concejo/site/artic/20121221/asocfile/20121221113903/4__calidad_del_agua_no__262_2012.pdf

Decreteo 475. (1998). *Expide normas organolépticas, físicas, químicas y microbiológicas de la calidad del agua potable.* Colombia: MAVDT.

Decreto1575. (2007). *Por el cual se establece el Sistema para la Protección y Control de la Calidad del Agua para Consumo Humano.* Colombia: MAVDT.

Del Puerto, A., Concepción, M., & Iglesias, A. (1999). Calidad del agua y enfermedades de transmisión digestiva. *Revista Cubana de Medicina General Integral*, 495-502.

DNCA. (2012). *Estudio técnico : DNCA - 12 - 01; "Análisis de la calidad del agua en la subcuenca del río Coca".* Ecuador: Secretaría Nacional del Agua.

E.A.A.B. (2006). *Nace la E.A.A.B.* Bogotá, D.C.

E.A.A.B. (2006). *Plan maestro de acueducto y alcantarillado.* Recuperado el 25 de Abril de 2015, de E.A.A.B: http://www.institutodeestudiosurbanos.info/dmdocuments/cendocieu/coleccion_digital/Alcantarillado/DTS_Acueducto_Alcantarillado-Acueducto-EAAB-2006.pdf

Estuardo, A. (2012). *Estadística y Probabilidades.* Chile: Universidad Católica de la Santísima concepción .

Farooq, S., & Hashmi, I. (2007). Monitoring of Coliforms and chlorine residual in water distribution network of Rawalpindi, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 339-347.

Geriesh, M., Balke, K., & El-Rayes, A. (2008). Problems of drinking water treatment along Ismailia Canal Province, Egypt. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 232-242.

González, J., Gómez, N., & Quijano, A. (2010). Comparación entre los índices de agua potable IAP y los índice de riesgo de la calidad de agua para consumo humano IRCA utilizados para la determinación de la calidad del agua para consumo humano. *Revista Publicaciones e Investigación* , 53-69.

González, M. (2009). *Repositorio Institucional de la Universidad del País Vasco.* Recuperado el 29 de Marzo de 2015, de https://addi.ehu.es/bitstream/10810/12492/1/04-09gon.pdf

Guerrero, V. (2003). *Análisis estadístico de series de tiempo económicas.* México, D.F.: Thomson.

Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, P. (1997). *Metodología de la Investigación.* México: McGraw - Hill INTERAMERICANA DE MÉXICO, S.A.

Holguín, M., Rodriguez, I., & Bonilla, P. (2013). *Guía metodológica para la formulación de proyectos ambientales escolares un reto más allá de la escuela.* Bogotá: Universidad Libre.

Ibarguen, M., & Bernal, L. (2008). *Repositorio Universidad Tecnológica de Pereira.* Recuperado el 9 de Mayo de 2016, de Trabajo de grado para optar por el título de Técnologo Químico: Establecer la demanda de cloro en el acueducto Tribunas Córcega de la Ciudad de Pereira: http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/1784/1/628166286132I12.pdf

Ibrahim, H., & Abu - Shanab, M. (2013). Monitoring of some disinfection by-products in drinking water treatment plants of El-Beheira Governorate, Egypt. *Applied Water Science*, 733 - 740.

Instituto Nacional de Salud. (2012). *Consolidado histórico de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos por municipio, departamento e índices de riesgo (Bogotá, D.C.).* SIVICAP, Bogotá.

Instituto Nacional de Salud. (12 de Septiembre de 2012). *Investigación, Vigilancia, Producción y Redes en Salud Pública*. Obtenido de SIVICAP: http://www.ins.gov.co/sivicap/Paginas/sivicap.aspx

Instituto Nacional de Salud. (2014). *Estado de la Vigilancia de la Calidad del Agua para Consumo Humano.* Bogotá D.C: Ministerio de Salud y Protección Social. Grupo Calidad del Agua.

Jiménez, B. (2001). *La contaminación ambiental en México.* México, D.F: LIMUSA, Noriega Editores.

Jurdi, M., Ibrahim, S., Karahagopian, Y., & Davies, B. (2002). Evaluation of water quality of Qaraaoun Reservoir, Lebanon: Suitability for multipurpose usage. *Environmental Monitoring and AAssessment*, 11 - 30.

Kendall, M., & Stuart, A. (1968). *The Advanced Theory of Statistics* (2a ed., Vol. 3). Londres: Charles Griffin.

Khalil, F., & Zhang, L. (2014). Time series analysis of water quality parameters at Stillaguamish River using order series method. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 30-42.

Lenntech. (2006). *Agua residual y purificación del aire.* Holanda: Holding.

Lenntech. (28 de Mayo de 2008). *Conductividad del agua*. Obtenido de http://www.lenntech.es/aplicaciones/ultrapura/conductividad/conductividad-agua.htm

Lenntech. (2008). *Tratamiento y Purificación del Agua*. Obtenido de Lenntech: http://www.lenntech.es/processes/softening/softening.htm

Manahan, S. (2007). *Introducción a la química ambiental .* México: Reverté.

Marquardt, D. (1963). An algorithm for least squares estimation of nonlinear parameters. *Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics*, 11.

Matiz, F. (2008). *Proyecto de grado para optar por el título de Ingeniero Ambiental: Optimización del proceso de floculación en la planta de tratamiento de agua potable El Dorado de Bogotá.* Recuperado el 25 de Abril de 2015, de Observatorio Ambiental de Bogotá: http://oab.ambientebogota.gov.co/apc-aa-files/57c59a889ca266ee6533c26f970cb14a/Optimizaci%F3n_proceso_floculaci%F3n_planta_%20tratamiento_%20aguapotable%20Dorado%20_Bogot%E1.pdf.PDF

Moreno, A. (2011). *MailxMail*. Recuperado el 10 de Enero de 2016, de El agua: calidad y contaminación: http://www.mailxmail.com/curso-agua-calidad-contaminacion-1-2/parametros-fisicos-calidad-aguas-sabor-olor

Muñoz, E., & Grau, M. (2013). *Ingeniería Química.* Madrid: Universidad Nacional de Educación a Distancia (UNED).

NS-013. (2008). *Norma técnica de servicio: Monitoreo y clasificación limnológica de reservorios y fuentes superficiales de abastecimiento de agua .* Bogotá D.C: E.A.A.B.

NS-067. (2009). *Norma técnica de servicio: Parámetros de calidad de agua potable a la salida de las plantas de tratamiento eb la E.A.A.B.* Bogotá, D.C: E.A.A.B.

Odigure, J., Abukabar, A., & Kovo, A. (2005). Modeling of Water Turbidity Parameters in a Water Treatment Plant. *Assumption University Journal of Technology*, 203 - 206.

Ömer, D. (2009). A hybrid neural network and ARIMA model for water quality time series prediction. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 586 - 594.

OMS. (1996). *Guidelines for Drinking Water Quality.* Genova: Organización Mundial de la Salud.

OMS. (2006). *Organización Mundial de la Salud*. Recuperado el 2 de Abril de 2015, de http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_fulll_lowsres.pdf

OMS. (2011). *Guidelines for Drinking Water Quality.* Organización Mundial de la Salud. Obtenido de Organización Mundial de la Salud.

ONU-DAES. (2014). *Calidad del agua*. Recuperado el 10 de Enero de 2016, de Organización de las Naciones Unidas: http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml

OPS. (2005). *Guía para el mejoramiento de la calidad del agua a nivel casero.* Lima: Organización Panamericana de la Salud .

Quenouille, M. (1949). Approximate tests of correlation in time series. *Journal of the Royal Statistical Society*, 11 - 68.

Quesada, M. (2011). *Análisis de series. Modelos Heterocedásticos*. Recuperado el 22 de Abril de 2015, de Universidad de Granada: http://masteres.ugr.es/moea/pages/tfm1011/analisisdeseriesmodeloshetero cedasticos

Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable Y Saneamiento Básico RAS. (2000). *Sistemas de Potabilización .* Bogotá: República de Colombia Ministerio de Desarrollo Económico Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico.

Renatas, K., & Ángel, J. (2006). *Modelo de regresión lineal múltiple*. Recuperado el 22 de Abril de 2015, de Universidad Oberta de Catalunya: http://www.uoc.edu/in3/emath/docs/T01_Reg_Lineal_Multiple.pdf

Resolución 2115. (2007). *Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano.* Colombia: MAVDT.

Restrepo, I., Sánchez, L., Galvis, A., Rojas, J., & Sanabria, I. (2007). *Avances en investigación y desarrollo en agua para y saneamiento para el cumplimiento de las de las metas del milenio.* Cali: Universidad del Valle.

Ridwan, M., & Nobelia, J. (2010). *Influence of turbidity, pH, alkalinity, and NOM on coagulant dose in water.* Recuperado el 31 de Marzo de 2016, de Fakultas Teknik Sipil dan Lingkungan Institut: http://www.ftsl.itb.ac.id/kk/rekayasa_air_dan_limbah_cair/wp-content/uploads/2010/11/makalah-seminar-indonesia.pdf

Rojas, E. (2010). *Proyecto de grado para optar por el título de Ingeniera Ambiental y Sanitaria :Viabilidad de la filtración directa de agua dulce para hangares flotantes*. Obtenido de Repositorio Universidad De la Salle: http://repository.lasalle.edu.co/bitstream/handle/10185/15011/T41.10%20R638v.pdf?sequence=1

Rojas, R. (2005). *Vigilancia de la calidad del agua para consumo humano.* Organización Panamericana de la Salud.

Romero, J. (1999). *Potabilización del agua* (Tercera ed.). Bogotá, D.C.: Escuela colombiana de ingeniería.

Romero, J. (2005). *Calidad del Agua* (Segunda ed.). Bogotá D.C: Escuela Colombiana de Ingeniería.

Sánchez, A. (2008). Efectos de los trihalometanos sobre la salud. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 280-290.

Secretaría Distrital de Salud. (2011). *Secretaría Distrital de Ambiente.* Recuperado el 29 de Marzo de 2015, de Secretaría Distrital de Ambiente: http://ambientebogota.gov.co/c/document_library/get_file?uuid=17817255-1588-4942-ba6a-27dfa217ef29&groupId=55886

Singh, K., & Bhardwaj, R. (2014). Statistical, time series, and fractal analysis of full stretch of river Yamuna (India) for water quality management. *Environmental Science and Pollution Research* , 20-38.

Sun, H., & Koch, M. (1996). *Geohydraulik Kassel.* Recuperado el 30 de Marzo de 2015, de http://www.uni-kassel.de/fb14/geohydraulik/koch/paper/1996/Cancun/Cancun_Arima.pdf

Torres, P., Cruz, C., Patiño, P., Escobar, J., & Perez, A. (2010). Aplicación de índices de calidad de agua - ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e Investigación* , 86 - 95.

UNECE. (2002). *Technical report: Guidance to operation of water quality laboratories.* United Nations Economic Commission for Europe: UN/ECE Task Force on Laboratory Quality Management & Accreditation.

Valipour, M., Ebrahim, M., & Seyyed, M. (2012). Comparison of the ARMA, ARIMA, and the autoregressive artificial neural network models in forecasting the monthly inflow of Dez dam reservoir. *Journal of Hidrology*, 433-441.

Varó, P., & Segura, M. (2009). *Curso de manipulador de agua de consumo humano.* Universidad de Alicante.

Vivanco, M. (2005). *Muestreo estadístico: Diseño y aplicaciones.* Santiago de Chile: Editorial Universitaria.

Wang, Y., Zheng, T., Zhao, Y., Jiang, J., Y, W., Guo, L., & W, P. (2013). Monthly water quality forecasting and uncertainty assessment via bootstrapped wavelet neural networks under missing data for Harbin, China. *Environ Sci Pollut Res*, 8909-8923.