

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA
ESCUELA DE QUÍMICA
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería
Ambiental

**“Calidad del agua en acueductos de Alajuela, Cartago y Puntarenas: parámetros del
nivel primero, materia orgánica natural y trihalometanos. Modelación de la
formación de trihalometanos”**

Daniel Enrique Kelly Coto

Cartago, noviembre, 2021

TEC | Tecnológico de Costa Rica
Ingeniería Ambiental



Calidad del agua en acueductos de Alajuela, Cartago y Puntarenas: parámetros del nivel primero, materia orgánica natural y trihalometanos. Modelación de la formación de trihalometanos © 2021 por Daniel Enrique Kelly Coto está bajo una licencia Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International

“Calidad del agua en acueductos de Alajuela, Cartago y Puntarenas: parámetros del nivel primero, materia orgánica natural y trihalometanos. Modelación de la formación de trihalometanos”

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura

Miembros del tribunal

Dr. Luis Guillermo Romero Esquivel
Director

M.Sc. Joaquín Jiménez Antillón
Lector 1

Ing. Macario Pino Gómez
Lector 2

Dra. Mary Luz Barrios Hernández
Coordinadora COTRAFIG

MGA. Ricardo Elías Coy Herrera
Director Escuela de Química

M.Sc. Ana Lorena Arias Zúñiga
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

A mi madre, Marjorie Coto Cordero, quien con su esfuerzo, sacrificio y amor me ha apoyado para cumplir mis metas, gracias por mostrarme el significado de valentía y perseverancia.

A mi padre, Tomás Kelly Murillo, por ser mi guía y fuente de motivación para cada día convertirme en una mejor persona, gracias por todo el cariño.

A mi familia, por su apoyo incondicional, gracias por siempre estar a mi lado en cualquier circunstancia.

A mis amigos y amigas, por alegrar mis días y compartir experiencias que siempre voy a recordar.

“...la felicidad no es un exceso de momentos agradables en relación con los desagradables. Más bien, la felicidad consiste en ver que la vida de uno en su totalidad tiene sentido y vale la pena...”

Yuval Noah Harari

AGRADECIMIENTOS

A cada miembro de los acueductos que formaron parte de esta investigación por su disposición y colaboración en las giras de muestreo, así como todos los conocimientos que los administradores (as) y fontaneros (as) me transmitieron en cada visita.

A mi director, Luis Romero, por todas las oportunidades académicas y profesionales que me han permitido crecer y adquirir conocimientos que me serán útiles el resto de mi vida. Además, por todos los consejos, guías y enseñanzas a lo largo del desarrollo de este trabajo.

A los colaboradores del Centro de Investigación en Protección Ambiental (CIPA), Freddy Angulo y Ricardo González, por siempre estar atentos a cualquier consulta y apoyarme en la preparación de las giras.

Al profesor Macario Pino por su apoyo en las giras de muestreo y especialmente por compartir tantas experiencias y conocimientos sobre la gestión del recurso hídrico.

A Jhonny Brenes, Stephanny Rodríguez, Lidia Rodríguez, Deilyn Ureña y Clara Barret por su apoyo en las giras de muestreo.

A los profesores y profesoras, así como estudiantes asistentes, de la Universidad de Costa Rica, Universidad Nacional y Universidad Técnica Nacional, por sus aportes en el desarrollo de esta investigación.

Al profesor Eric Romero por su apoyo en la evacuación de dudas en el análisis estadístico de los resultados de esta investigación.

A los profesores José Andrés Araya, Guillermo Calvo Brenes, Manuel J. Rodríguez y Nirmal Kumar Shahi por el apoyo y recomendaciones en el desarrollo de los modelos de predicción de trihalometanos.

A cada profesor y profesora con los cuales cruce camino a lo largo de mi formación académica, gracias por todas las enseñanzas, experiencias y conocimientos que me fueron transmitidos.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 OBJETIVOS	3
1.1.1 Objetivo general	3
1.1.2 Objetivos específicos	3
2 REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1 RECURSO HÍDRICO EN COSTA RICA	4
2.1.1 Administración y prestadores de servicio.....	4
2.1.2 Fuentes de abastecimiento de agua en Costa Rica	5
2.2 PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA POTABLE.....	5
2.2.1 Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.....	5
2.2.2 Estándares de calidad de agua potable	7
2.3 SISTEMAS DE POTABILIZACIÓN Y DESINFECCIÓN DE AGUA.....	8
2.3.1 Generalidades de los sistemas de potabilización de agua.....	8
2.3.2 Selección del sistema de potabilización de agua	10
2.3.3 Generalidades de los sistemas de desinfección de agua	12
2.4 MATERIA ORGÁNICA NATURAL Y TRIHALOMETANOS	13
2.4.1 Materia orgánica natural	13
2.4.2 Subproductos de desinfección	15
2.4.3 Factores que afectan la formación de trihalometanos	16
2.4.4 Modelos de predicción de la formación de trihalometanos	17
2.4.5 Regresión lineal multivariable.....	18
3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
3.1 ÁREA DE ESTUDIO Y CARACTERÍSTICAS DE PRECIPITACIÓN	21
3.1.1 Área de estudio	21
3.1.2 Información meteorológica de la zona de estudio	22
3.2 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	22
3.2.1 Selección y recolección de datos de los acueductos.....	22
3.2.2 Frecuencia y ubicación de los puntos de muestreos.....	22
3.2.3 Métodos de análisis	23

3.3	PROCESAMIENTO DE LOS DATOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LOS ACUEDUCTOS Y LA CALIDAD DEL AGUA	24
3.3.1	Caracterización de los acueductos	24
3.3.2	Evaluación de la calidad del agua según parámetros N1	25
3.3.3	Evaluación de la efectividad de los sistemas de potabilización	25
3.3.4	Evaluación de la necesidad de los sistemas de potabilización	26
3.3.5	Evaluación de la calidad del agua según parámetros de la MON y TTHM ...	26
3.3.6	Análisis de la variación espacial a lo largo de la red de distribución, por tipo de fuente y por época climática de los parámetros de la MON y TTHM	26
3.4	MODELACIÓN DE LA FORMACIÓN DE TTHMs.....	27
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	30
4.1	CARACTERIZACIÓN DE LOS ACUEDUCTOS Y CALIDAD DEL AGUA SEGÚN PARÁMETROS N1	30
4.1.1	Caracterización de los acueductos	30
4.1.2	Calidad del agua según parámetros N1	32
4.2	EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD Y NECESIDAD DE LOS SISTEMAS DE POTABILIZACIÓN Y DESINFECCIÓN	36
4.2.1	Evaluación de la efectividad de los sistemas de potabilización y desinfección	36
4.2.2	Evaluación de la necesidad de los sistemas de potabilización y desinfección	38
4.3	CALIDAD DEL AGUA SEGÚN PARÁMETROS DE MON Y THMs	41
4.3.1	Calidad del agua según parámetros de MON y THMs.....	41
4.3.2	Variación espacial de la MON y TTHM	44
4.3.3	Variación de la MON y TTHM según el tipo de fuente.....	46
4.3.4	Variación estacional de la MON y TTHM	48
4.4	MODELOS DE PREDICCIÓN DE TTHM EN LA RED DE DISTRIBUCIÓN .	51
4.4.1	Correlación de las variables independientes con TTHMs	51
4.4.2	Formulación y evaluación de los modelos de predicción.....	53
4.4.3	Validación de los modelos de predicción	55
5	CONCLUSIONES.....	57
6	RECOMENDACIONES.....	60
7	REFERENCIAS	61
8	APÉNDICES.....	68

APÉNDICE 1: UBICACIÓN DETALLADA DE LOS ACUEDUCTOS EVALUADOS EN LA INVESTIGACIÓN.....	69
APÉNDICE 2: INFORMACIÓN DE PRECIPITACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	70
APÉNDICE 3: CUESTIONARIO SOBRE LA INFORMACIÓN GENERAL DE LOS ACUEDUCTOS.....	71
APÉNDICE 4: CARACTERÍSTICAS OPERACIONALES DE LOS ACUEDUCTOS	73
APÉNDICE 5: RECOMENDACIONES DE SISTEMAS DE POTABILIZACIÓN SEGÚN PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA CRUDA.....	74
APÉNDICE 6: PRUEBA DE ANDERSON – DARLING EN EL ANÁLISIS DE VARIABILIDAD DE LOS PARÁMETROS DE MON Y TTHM.....	76
APÉNDICE 7: PRUEBA DE ANDERSON – DARLING EN LA FORMULACIÓN DE LOS MODELOS DE PREDICCIÓN DE TTHMs	77
APÉNDICE 8: RESULTADOS ESTADÍSTICOS DE LA FORMULACIÓN DE LOS MODELOS DE PREDICCIÓN DE TTHM	78
9 ANEXOS	86
ANEXO 1: UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES METEOROLÓGICAS Y DATOS DE PRECIPITACIÓN	87
ANEXO 2: CRITERIOS DE EVALUACIÓN DE MODELOS OBTENIDOS POR RLM.	93
ANEXO 3: EJEMPLOS DE LA EVALUACIÓN DE LOS SUPUESTOS ESTADÍSTICOS EN LA GENERACIÓN DE MODELOS DE RLM.	94
ANEXO 4: INVESTIGACIONES SOBRE EL DESARROLLO DE MODELOS DE PREDICCIÓN DE TTHMs	95

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Configuración de sistemas de potabilización (a) filtración convencional, (b) filtración directa y (c) filtración en línea. Adaptado de Crittenden et al. (2012).	9
Figura 2.2. Configuración de un sistema de potabilización con filtración lenta con arena. Adaptado de Tobiason et al. (2011).	10
Figura 2.3. Procesos que integran un sistema de potabilización FiME. (OPS & CEPIS, 2005).	10
Figura 2.4. Representación esquemática de la reacción entre varios oxidantes con la MON y sustancias inorgánicas reducidas. Adaptado de Reckhow y Singer (2011).	16
Figura 3.1. Ubicación de los acueductos. (a) Costa Rica, (b) Alajuela, (c) Cartago, (d) Puntarenas.	21
Figura 3.2. Esquema típico de un acueducto y ubicación de los puntos de muestreo.	23
Figura 4.1. Distribución porcentual de la presencia de sistemas de (a) potabilización, (b) desinfección, (c) tipo de sistema de potabilización y (d) tipo de desinfección según la fuente subsuperficial (N = 6), mixta (N = 7) y superficial (N = 7).	31
Figura 4.2. Rangos de (a) turbidez y (b) color aparente en el agua cruda (N = 60) y potabilizada (N = 228).	33
Figura 4.3. Incumplimiento de coliformes fecales y E. coli con respecto al reglamento en el agua cruda (N = 60) y potabilizada (N = 228).	34
Figura 4.4. Rangos de cloro residual libre en el agua potabilizada (N = 228).	35
Figura 4.5. Porcentaje de incumplimiento con el reglamento de agua potable para (a) turbidez, (b) color aparente, (c) coliformes fecales y (d) E. coli de las muestras justo después de la potabilización según el sistema de potabilización.	37
Figura 4.6. Composición promedio de los trihalometanos totales en las muestras de agua potabilizada.	44
Figura 4.7. Variación de (a) COT, (b) COD, (c) UV 254, (d) SUVA y (e) TTHM en los puntos de muestreo.	46
Figura 4.8. Impacto de la fuente de agua en (a) COT, (b) COD, (c) UV 254, (d) SUVA y (e) TTHM.	48
Figura 4.9. Variación estacional en el agua cruda y potabilizada respecto a (a) COT, (b) COD, (c) UV 254, (d) SUVA y (e) TTHM.	50

Figura 4.10. Validación de los modelos y comparación de las concentraciones de TTHM medidas vs. predichas para (a) modelo 2, (b) modelo 6, (c) modelo 8 y (d) modelo 11.....56

LISTA DE CUADROS

Cuadro 2.1. Cantidad de entes operadores según su tipo al año 2018. (Sánchez-Hernández, 2019).....	4
Cuadro 2.2. Valores alerta y máximos admisibles para algunos parámetros de calidad de agua potable establecidos en el Reglamento para la Calidad del Agua Potable. Adaptado de MINSA (2018).....	7
Cuadro 2.3. Sistemas de potabilización con filtración sugeridos por varios autores según los parámetros de calidad de agua cruda.....	12
Cuadro 2.4. Caracterización de la MON a partir del parámetro SUVA. (Edzwald & Tobiason, 2011).....	14
Cuadro 2.5. Comparación cualitativa entre el desarrollo de modelos en laboratorio y en campo para la predicción de SPDs. Sadiq et al. (2019).....	18
Cuadro 3.1. Distribución de las campañas de muestreo según en las épocas climáticas de la vertiente del Pacífico de Costa Rica.	23
Cuadro 3.2. Información sobre los métodos analíticos para la cuantificación de los parámetros.	24
Cuadro 3.3. Clasificación de los acueductos para la evaluación de la efectividad de los sistemas.....	25
Cuadro 3.4. Factores de agrupamiento en la evaluación de la variación de los parámetros de la MON y TTHM.....	27
Cuadro 4.1. Parámetros fisicoquímicos del agua cruda y potabilizada en los acueductos...	32
Cuadro 4.2. Parámetros microbiológicos y cloro residual libre del agua cruda y potabilizada en los acueductos.....	33
Cuadro 4.3. Recomendaciones de sistemas de potabilización según los parámetros de turbidez, color aparente, COT y E. coli del agua cruda en los sistemas que requieren mejoras.	39
Cuadro 4.4. Parámetros de materia orgánica natural y trihalometanos del agua cruda y potabilizada en los acueductos.	42
Cuadro 4.5. Análisis de varianza para COT, DOC, UV 254, SUVA y TTHM en los puntos de muestreo.....	45
Cuadro 4.6. Análisis de varianza para COT, COD, UV 254, SUVA y TTHM en el agua cruda y potabilizada con respecto al tipo de fuente.....	47

Cuadro 4.7. Análisis de varianza para COT, COD, UV 254, SUVA y TTHM en el agua cruda y potabilizada con respecto a la época.....	49
Cuadro 4.8. Correlación entre TTHM y algunas variables en cada escenario.	52
Cuadro 4.9. Resultados estadísticos y coeficientes de los modelos propuestos.	54
Cuadro 4.10. Resultados estadísticos de la validación de los modelos propuestos.....	55

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

ASADAs	Asociaciones administradoras de los Sistemas De Acueductos y Alcantarillados comunales
AyA	Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados
CO	Control Operacional
COD	Carbono Orgánico Disuelto
COP	Carbono Orgánico Particulado
COT	Carbono Orgánico Total
FiME	Filtración en Múltiples Etapas
FIV	Factor de Inflación de la Varianza
IC	Intervalo de Confianza
IMN	Instituto Meteorológico Nacional
IP	Intervalo de Predicción
MINSA	Ministerio de Salud
MON	Materia Orgánica Natural
N1	Nivel primero
N2	Nivel segundo
N3	Nivel tercero
N4	Nivel cuarto
ND	No Detectable
PTAP	Planta de Tratamiento de Agua Potable
RLM	Regresión Lineal Multivariable
RSS	Suma de residuos al cuadrado

SERSA	Sistema Estandarizado de Regulación de la Salud
SPDs	Subproductos de Desinfección
SUVA	Absorbancia de luz UV a 254 nm específica
THMs	Trihalometanos
TTHMs	Trihalometanos Totales
US EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
UV 254	Absorbancia de luz UV a 254 nm
VA	Valor Alerta
VMA	Valor Máximo Admisible

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Grados centígrados
µg/L	Microgramos por litro
mg/L	Miligramos por litro
MSE	Error cuadrado promedio
NMP/100 mL	Número más probable en 100 mililitros
r_s	Coefficiente de correlación de Spearman
R^2	Coefficiente de determinación
S	Varianza estimada del error
SE	Error estándar promedio
TTHM _M	Trihalometanos Totales medidos
TTHM _P	Trihalometanos Totales predichos
U Pt-Co	Unidades Platino Cobalto
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez

RESUMEN

Los acueductos rurales contribuyen significativamente en el suministro de agua potable en Costa Rica. Sin embargo, en algunas ocasiones presentan deficiencias en los sistemas de potabilización, por tanto, se compromete la calidad del agua. La desinfección con cloro es el método más utilizado, no obstante, puede reaccionar con la materia orgánica natural (MON) y generar subproductos de desinfección nocivos, como los trihalometanos (THMs). En esta investigación se presenta el monitoreo de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del nivel primero (N1), parámetros característicos de la MON: carbono orgánico total (COT), carbono orgánico disuelto (COD), absorbancia de luz ultravioleta a 254 nm (UV 254), UV 254 específica (SUVA) y THMs del agua cruda y potabilizada de veinte sistemas. Los sistemas de las provincias de Cartago, Alajuela y Puntarenas se muestrearon en tres ocasiones coincidiendo con la época seca, transición y lluviosa durante los años 2018 y 2019. Los resultados del N1 y MON mostraron que las fuentes de abastecimiento son de muy buena calidad. Se identificó que la mayoría de las muestras de agua potable cumplieron con los parámetros del N1 y trihalometanos totales (TTHMs), no obstante, se identificó que el 60% de las muestras incumplieron con el rango recomendado para cloro residual libre. Se identificó que 9 sistemas podrían requerir algún sistema de potabilización adicional para que se asegure la calidad del agua y se reduzca el riesgo de formación de THMs. Las concentraciones de TTHMs en agua potable se encontraron entre < 0.20 a $91.31 \mu\text{g/L}$, siendo el cloroformo la especie dominante. Se analizó la variación espacial, estacional y el impacto de las fuentes de abastecimiento en los parámetros de MON y THMs y se encontraron diferencias significativas en algunos casos. La turbidez, cloro residual libre, COT, COD y UV 254 presentaron correlación significativa con TTHMs en el agua potabilizada. Se desarrollaron 13 modelos de predicción de TTHMs en las redes de distribución y obtuvieron coeficientes de determinación (R^2) entre 0.328 a 0.729, resultando en la selección de 4 modelos que presentaron la mejor bondad de ajuste y que podrían ser una herramienta útil en la toma de decisiones a nivel operativo y considerarse en futuros cambios de la legislación.

Palabras clave: calidad del agua, cloración, materia orgánica natural, modelación, modelo de regresión multivariable, potabilización del agua, subproductos de desinfección, trihalometanos.

ABSTRACT

Rural aqueducts contribute significantly to the supply of potable water in Costa Rica. However, sometimes they present deficiencies in the potabilization units, therefore, the water quality can be compromised. Chlorination is the most widely used method, however, it can react with natural organic matter (MON) and generate harmful disinfection by-products, such as trihalomethanes (THMs). This research presents the monitoring of physicochemical and microbiological parameters of the first level (N1), characteristic parameters of MON: total organic carbon (COT), dissolved organic carbon (COD), absorbance of ultraviolet light at 254 nm (UV 254), specific UV 254 (SUVA) and THMs from raw and potable water from twenty systems. The systems of the provinces of Cartago, Alajuela and Puntarenas were sampled on three occasions coinciding with dry, transition and rainy seasons during 2018 and 2019. The results of N1 and MON showed that the sources are of very good quality. It was identified that most of the potable water samples met the requirements according to N1 and total trihalomethanes (TTHMs), however, it was identified that 60% of the samples did not meet the recommended range for free residual chlorine. It was identified that 9 systems could require some additional potabilization unit to ensure water quality and reduce the risk of THMs formation. The concentrations of TTHMs in potable water were found between < 0.20 to 91.31 $\mu\text{g/L}$, with chloroform being the dominant species. The spatial and seasonal variation and the impact of the sources on the parameters of MON and THMs were analyzed, and significant differences were found in some cases. Turbidity, free residual chlorine, COT, COD and UV 254 showed significant correlation with TTHMs in the potable water. It was developed 13 models for the prediction of TTHMs in the distribution networks and they obtained determination coefficients (R^2) between 0.328 and 0.729, resulting in the selection of 4 models as those that present the best goodness-of-fit and that could be a useful tool in the decision-making at the operational level and consider in future changes of the legislation.

Key words: chlorination, disinfection by-products, modeling, multivariate regression model, water quality, water potabilization, natural organic matter, trihalomethanes.

1 INTRODUCCIÓN

En el año 2019 el 93% de la población de Costa Rica contaba con suministro de agua potable (PEN & CONARE, 2020). El ente encargado de la rectoría técnica corresponde al Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA) (Asamblea Legislativa, 1961). Sin embargo, las Asociaciones administradoras de los Sistemas de Acueductos y Alcantarillados comunales (ASADAs) y municipalidades contribuyen significativamente en el suministro de agua. Estos entes obtienen el agua de diferentes fuentes de abastecimiento, siendo las nacientes las más comunes (Arellano-Hartig et al., 2019). Con respecto a la potabilización, lo más común es la aplicación exclusiva de cloración, aunque también se encuentran sistemas de filtración convencional, lenta y filtración en múltiples etapas (FiME), principalmente donde se utilizan fuentes superficiales (AyA, 2016).

En algunas ocasiones los entes operadores cuentan con limitaciones de infraestructura, económicas y técnicas que les imposibilita asegurar la calidad del agua. Al año 2019 se reportó que cerca del 34.5% de las ASADAs no realizaban análisis de calidad del agua según lo exige el reglamento (Arellano-Hartig et al., 2019). Los autores citados también mencionan que se han encontrado deficiencias importantes en los sistemas de potabilización y desinfección, inclusive muchos se pueden considerar obsoletos. Por lo tanto, existe la posibilidad de que ciertos contaminantes presentes en el agua puedan estar llegando a los consumidores. Además, siendo la cloración el método de desinfección más popular, cuenta con la desventaja de reaccionar con la materia orgánica natural (MON) y formar subproductos de desinfección (SPDs) nocivos, como los trihalometanos (THMs). Diversas investigaciones han reportado efectos adversos a la salud por la exposición a los THMs, por ejemplo, cáncer de vejiga (Costet et al., 2011), cáncer colorrectal (Rahman et al., 2010), aborto espontáneo y anomalías congénitas (Wright et al., 2017). En Costa Rica la información respecto a los THMs es escasa y a la fecha de esta investigación solamente se encontraron tres publicaciones referentes al tema en el país (Araya-Obando et al., 2019; Montero-Campos et al., 2014; Quesada-Delgado, 2016).

Para asegurar la calidad del agua los entes operadores tienen la obligación de realizar análisis según el Reglamento para la Calidad del Agua Potable (MINSA, 2018). Los parámetros que se miden con mayor frecuencia por obligatoriedad corresponden a los de control operacional

(CO) y nivel primero (N1). Sin embargo, parámetros característicos de la MON: carbono orgánico total (COT), carbono orgánico disuelto (COD), absorbancia de luz ultravioleta a 254 nm (UV 254) y UV 254 específica (SUVA) no se contemplan en el reglamento. Los THMs están en el nivel cuarto (N4), es decir que prácticamente los entes operadores no se ven en la obligación de cuantificarlos al menos que el Ministerio de Salud lo solicite. Por lo que, en este estudio, se evalúa la calidad del agua mediante el monitoreo de parámetros del N1, MON y THMs en veinte sistemas distribuidos en las provincias de Cartago, Alajuela y Puntarenas.

En esta investigación se determinó la calidad de las fuentes de abastecimiento y el cumplimiento del agua potabilizada con la reglamentación. Además, se evaluó la eficacia de los sistemas de potabilización en el control de algunos parámetros y se identificaron las situaciones en donde se requieren mejoras en los sistemas. También, se estudió la influencia de los parámetros analizados en la formación de THMs y se generaron varios modelos para la predicción de trihalometanos totales (TTHMs) en redes de distribución. Por lo tanto, se determinaron los parámetros N1, MON y THMs del agua cruda y potable en la época seca, lluviosa y transición en veinte acueductos. Esto permitió conocer la calidad de las fuentes de abastecimiento y el agua distribuida. Además, se identificó la eficacia de los sistemas de potabilización y se brindaron recomendaciones en cuanto a sistemas alternativos que podrían contribuir al cumplimiento de la reglamentación y la reducción del riesgo de formación de THMs. Finalmente, se encontraron las variables más significativas en la formación de THMs y se desarrollaron varios modelos de regresión multivariantes lineales y no lineales para la predicción de TTHMs en las redes de distribución que podrían ser una herramienta útil en la toma de decisiones en los sistemas de abastecimiento de agua potable.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo general

- Evaluar la calidad del agua en veinte (20) acueductos rurales de Costa Rica para identificar el desempeño de los sistemas de potabilización en el cumplimiento de la reglamentación y comprender su influencia en la formación de trihalometanos.

1.1.2 Objetivos específicos

- Establecer si el agua que suministran los acueductos cumple con la reglamentación vigente, para verificar si los sistemas de potabilización son adecuados.
- Determinar si los sistemas de potabilización empleados en los acueductos se adecuan a la calidad del agua cruda de las fuentes de abastecimiento.
- Proponer modelos para la predicción de la formación de trihalometanos en el contexto de estudio.

2 REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 RECURSO HÍDRICO EN COSTA RICA

2.1.1 Administración y prestadores de servicio

Costa Rica destaca como uno de los países con mayor cobertura en acceso al agua potable, ya que, según datos Informe Estado de La Nación del 2020, al año 2019 el 93% de la población contaba con este servicio (PEN & CONARE, 2020). Para lograr esto, el país conformó una estructura institucional la cual se encarga de velar por todos los aspectos que implican la gestión del recurso hídrico. El ente encargado de la rectoría técnica, según se indica en la Ley N° 2726, corresponde al AyA (Asamblea Legislativa, 1961).

El AyA tiene la capacidad de delegar la administración, operación, mantenimiento y desarrollo de los sistemas de acueductos y alcantarillados comunales (MINSA & MINAE, 2005). Es así, como se permite la creación de las ASADAs, que según un informe del AyA al año 2020 existían cerca de 1401 (Arellano-Hartig et al., 2019) y al año 2018 abastecían al 19.4% de las viviendas (Sánchez-Hernández, 2019). Sánchez-Hernández (2019) reportó los datos del Cuadro 2.1 respecto a la cantidad de entes operadores según su tipo para el año 2018, donde la gran mayoría correspondían a ASADAs.

Cuadro 2.1. Cantidad de entes operadores según su tipo al año 2018. (Sánchez-Hernández, 2019).

Prestador de servicio	Cantidad
ASADAs	1247
Asociaciones de Desarrollo Indígena	39
Asociaciones de Desarrollo Integrales	52
Comités Administradores de Acueductos Rurales	68
Entes con denominación diferente	12
Total	1418

En cuanto a las municipalidades como entes operadores, en la Ley Constitutiva del AyA se indica que estas organizaciones, si en el momento en el que se creó el AyA, estaban administrando sistemas de abastecimiento de agua potable, lo pueden seguir haciendo siempre y cuando sea un servicio eficiente (Asamblea Legislativa, 1961). En el año 2016, 29 municipalidades administraban sus sistemas y prestaban los servicios (AyA, 2016).

Todos los entes que suministran agua adquieren el recurso hídrico de diferentes orígenes y aplican ciertos procesos de potabilización para asegurar su calidad. Además, resulta esencial

que los acueductos cumplan con la reglamentación vigente para no poner en riesgo la salud del ser humano. No obstante, existen barreras que dificultan la calidad del servicio a la población y generan deficiencias en la calidad del agua. En las secciones posteriores se aborda sobre las fuentes de agua que utilizan los acueductos, aspectos importantes sobre la potabilización y la desinfección, estándares de calidad de agua potable, la problemática de los THMs y la generación de modelos para predecirlos.

2.1.2 Fuentes de abastecimiento de agua en Costa Rica

Una fuente de abastecimiento es un espacio natural donde se originan los caudales de agua requeridos por la población, los cuales deben ser permanentes y suficientes (AyA, 2016). Orozco-Gutiérrez (2019) acota que las fuentes de abastecimiento se dividen en tres tipos: subsuperficiales o nacientes, subterráneas y superficiales. Además, menciona que la caracterización de la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento resulta clave para que se logre identificar cuál es el sistema de potabilización más adecuado (Orozco-Gutiérrez, 2019).

Según un estudio realizado por Arellano-Hartig et al. (2019) para el AyA, en el cual se diagnosticaron 1342 ASADAs en todo Costa Rica, el 77.5% de las fuentes de abastecimiento correspondían a subsuperficiales, el 18.4% correspondían a subterráneas y sólo el 4.1% eran superficiales. Lo anterior, refleja que la mayoría de las fuentes de abastecimiento corresponden a subsuperficiales y subterráneas. Este aspecto es importante porque el aprovechamiento de fuentes de abastecimiento de este tipo, en la mayoría de los casos, no requiere de procesos unitarios complejos (e.g., coagulación, floculación, sedimentación, filtración). Debido a que la calidad de estas fuentes es considerada muy buena, en algunos casos solamente se realiza desinfección, lo cual reduce considerablemente los costos de operación y mantenimiento de los sistemas (Arellano-Hartig et al., 2019).

2.2 PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA POTABLE

2.2.1 Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

La calidad del agua es la descripción de ciertas características que permite identificar sus potenciales usos y sistemas de potabilización requeridos para su aprovechamiento

(Hendricks, 2010). El autor antes citado menciona que algunas de estas son: temperatura, concentración de varios tipos de partículas, concentración de materiales disueltos, temperatura, pH, conductividad, turbidez, color, entre otros. También, existen los parámetros microbiológicos que funcionan principalmente como indicadores de contaminación. Por lo tanto, conocer la influencia de estas variables en la calidad del agua resulta importante a la hora de aplicar sistemas para potabilizarla.

La temperatura es un parámetro que tiene influencia en las constantes de equilibrio y solubilidad de los compuestos, además, interviene en ciertas reacciones que se dan en el agua (Edzwald & Tobiasson, 2011). Por tanto, puede influir en los sistemas de potabilización y el crecimiento microbiano en las redes de distribución (OMS, 2014). En cuanto al pH, generalmente no produce problemas en los consumidores, sin embargo, tiene influencia en la química de los constituyentes del agua y en aspectos operacionales, por lo cual se debe prestar atención (OMS, 2014). Por ejemplo, cuando se realiza la desinfección con cloro, la efectividad de este compuesto se ve influenciada por el pH del agua debido a las especies que predominan en ciertos rangos de pH. Por otra parte, se encuentra la conductividad eléctrica, que es una medición de la capacidad de una disolución acuosa para conducir una corriente eléctrica, además, se relaciona con la concentración de sales en disolución (Beita-Sandí & Barahona-Palomo, 2010).

La turbidez y el color son parámetros que tienen mayor influencia en la aceptabilidad del recurso hídrico (OMS, 2014). La turbidez se considera como la pérdida de claridad en el agua originada por partículas suspendidas (e.g., arcillas y limos), precipitados químicos (e.g., manganeso y hierro), partículas orgánicas (e.g., restos de plantas y microorganismos) (OMS, 2014). El color en el agua se puede dividir en dos parámetros, color aparente y color verdadero y se asocia a compuestos orgánicos e inorgánicos (OPS & CEPIS, 2004). Estos parámetros influyen de forma importante en la operación y mantenimiento de los sistemas de potabilización y desinfección, por lo tanto, su monitoreo y control es esencial.

Por último, dado que existe una amplia variedad de microorganismos patógenos en el agua se crearon organismos indicadores, como los coliformes fecales (Shmeis, 2018). Según este autor, el razonamiento de este tipo de indicadores resulta en que la presencia de esos microorganismos se puede asociar con la presencia de otros que son patógenos. La presencia

de ciertos microorganismos en el agua puede representar un alto riesgo a la salud del ser humanos, por lo que su control es fundamental (OMS, 2014).

2.2.2 Estándares de calidad de agua potable

En Costa Rica, los estándares de calidad del agua potable se establecen en el Reglamento para la Calidad del Agua Potable (MINSa, 2018). En este documento se define los niveles de control de la calidad del agua potable y parámetros de análisis obligatorios, los valores alerta (VA) y valores máximos admisibles (VMA) de los contaminantes, frecuencias de muestreo que deben realizar los acueductos y los deberes de los entes operadores en general (MINSa, 2018).

Los niveles de control de la calidad del agua potable son una clasificación sobre qué parámetros se deben medir, la frecuencia de los muestreos y la cantidad de muestras que se deben recolectar, en función de la población que es abastecida. Los niveles son: CO, N1, nivel segundo (N2), nivel tercero (N3) y N4 (MINSa, 2018). En cuanto al N4, según se indica en el reglamento, corresponde a programas que se realizan ocasionalmente ante situaciones especiales, de emergencia o porque el Ministerio de Salud (MINSa) en una inspección sanitaria identifica un riesgo de contaminación de agua. En el Cuadro 2.2 se puede apreciar los VA y VMA de los parámetros de mayor interés para esta investigación.

Cuadro 2.2. Valores alerta y máximos admisibles para algunos parámetros de calidad de agua potable establecidos en el Reglamento para la Calidad del Agua Potable. Adaptado de MINSa (2018).

Parámetros	Unidades	Nivel	VA	VMA
Turbidez	UNT	CO y N1	< 1	5
pH ^(a)	Valor pH	N1	6.0	8.0
Cloro residual libre ^(a)	mg/L	CO	0.3	0.6 ^(c)
Color aparente	U Pt-Co	N1	< 5	15
Conductividad	μS/cm	N1	400	-
Coliforme fecal	NMP/100 ml	N1	ND ^(b)	ND ^(b)
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 ml	N1	ND ^(b)	ND ^(b)
Temperatura ^(a)	°C	N1	18	30
Cloroformo	μg/L	N4	-	200
Bromodichlorometano	μg/L	N4	-	60
Dibromoclorometano	μg/L	N4	-	100
Bromoformo	μg/L	N4	-	100

Nota: (a) Para los parámetros de pH, temperatura, cloro residual libre y cloro residual combinado, se establece rangos permisibles y no VA y VMA.

(b) No detectable (ND): de acuerdo con el límite de detección del método.

(c) Se permitirá valor máximo de cloro residual libre de 0.8 mg/L en no más del 20% de las muestras medidas.

Finalmente, dado que el monitoreo N4 se ejecutan en ciertas situaciones, se puede inferir que no existe un mecanismo estricto de vigilancia efectivo de los procesos de cloración, especialmente en materia de generación de SPDs. Esto resulta preocupante por las múltiples investigaciones que han reportado efectos negativos en la salud asociados a la ingesta y contacto con estos compuestos (Cantor, 2010; Costet et al., 2011; Rahman et al., 2010; Rivera-Núñez. et al., 2012; Wright et al., 2017).

2.3 SISTEMAS DE POTABILIZACIÓN Y DESINFECCIÓN DE AGUA

El agua de calidad potable es aquella que cumple con las disposiciones de valores recomendables máximos admisibles estéticos, organolépticos, físicos, químicos, biológicos y microbiológicos que se establecen en el Reglamento para la Calidad del Agua Potable (MINSA, 2018). Para que se cumplan los requerimientos antes mencionados se deben aplicar sistemas de potabilización y desinfección. En esta sección se aborda de forma general sobre estos sistemas, factores a considerar en la selección de cada tipo y el contexto en los acueductos de Costa Rica.

2.3.1 Generalidades de los sistemas de potabilización de agua

Los procesos unitarios empleados en la potabilización de agua se pueden clasificar según su naturaleza de acción en físicos, químicos y biológicos (Crittenden et al., 2012). Comúnmente, se implementa una combinación de los procesos para dar origen a lo que se conoce como tren de potabilización o barrera múltiple (Crittenden et al., 2012). En Costa Rica, sistemas de filtración rápida, filtración lenta y FiME son comunes cuando se debe potabilizar el agua cruda, aunque en muchas ocasiones, las ASADAs únicamente desinfectan el agua con cloro (Arellano-Hartig et al., 2019).

La filtración se puede definir como la remoción de partículas mediante el paso de una suspensión por un medio poroso (Crittenden et al., 2012). Una de las clasificaciones de estos sistemas es la diferencia en la tasa de filtración. La filtración rápida ocurre a una tasa entre 80 a 300 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, mientras que la filtración lenta ocurre a una tasa entre 0.10 a 0.30 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Además, se encuentra la filtración de alta tasa que se diferencia de la filtración rápida en el tipo de medio filtrante que se utiliza (OPS & CEPIS, 2004).

2.3.1.1 Sistemas de filtración rápida

En la filtración rápida se trabaja bajo tasas de filtración de hasta 100 veces mayores que la filtración lenta (Crittenden et al., 2012). Sin embargo, los autores citados anteriormente indican que en algunos casos se debe acondicionar el agua con procesos de coagulación, floculación y sedimentación. Dentro de los sistemas de filtración rápida se pueden encontrar la filtración rápida completa o convencional, la filtración directa y la filtración en línea (Figura 2.1). Las diferencias de estos sistemas se asocian con la calidad del agua que pueden potabilizar y los procesos que se emplean en los sistemas de potabilización (OPS & CEPIS, 2004). Los autores antes citados también indican que existe la posibilidad de utilizar filtros rápidos sin una etapa de coagulación, siempre y cuando la turbidez sea menor a 10 UNT (OPS & CEPIS, 2004).

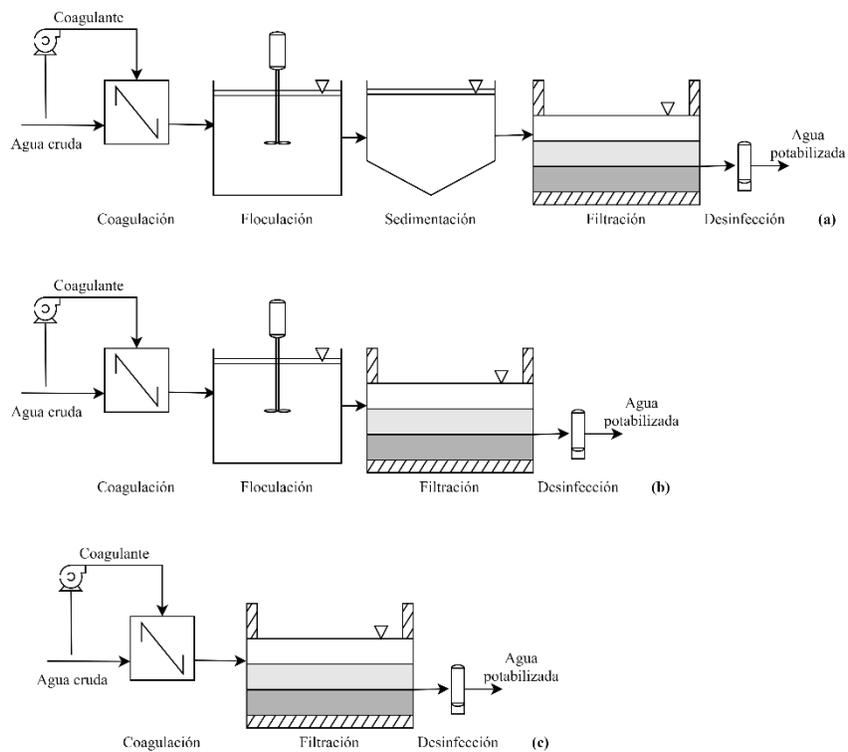


Figura 2.1. Configuración de sistemas de potabilización (a) filtración convencional, (b) filtración directa y (c) filtración en línea. Adaptado de Crittenden et al. (2012).

2.3.1.2 Sistemas de filtración lenta

La filtración lenta en arena (Figura 2.2) consiste en el paso del agua lentamente por un medio filtrante de arena, donde la filtración ocurre principalmente por esfuerzos en la superficie de la primera capa del medio, comúnmente denominada como “Schmutzdecke” o “cubierta de suciedad”, la cual consiste en una capa biológica que se forma sobre la superficie del medio filtrante (Hendricks, 2010). Por otra parte, la FiME se puede considerar como una variación de los sistemas de filtración lenta. Tienen la particularidad de combinar dos unidades de pretratamiento, como filtros de grava, con una unidad final que corresponde a filtros lentos en arena (Figura 2.3) (OPS & CEPIS, 2005). La calidad del agua que se puede potabilizar en estos filtros debe ser mejor en comparación a los filtros rápidos. No obstante, tienen la ventaja de no necesitar productos químicos durante el proceso y en algunas ocasiones no requieren de energía eléctrica (OPS & CEPIS, 2005).

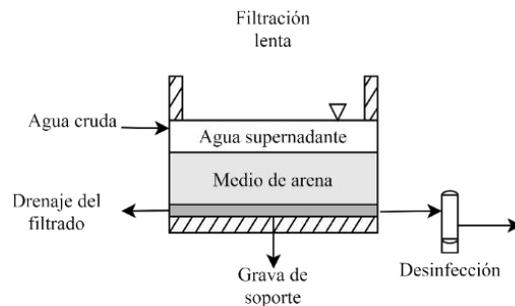


Figura 2.2. Configuración de un sistema de potabilización con filtración lenta con arena. Adaptado de Tobiasson et al. (2011).

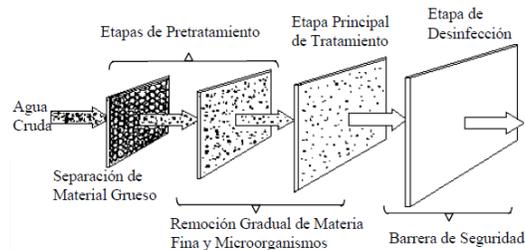


Figura 2.3. Procesos que integran un sistema de potabilización FiME. (OPS & CEPIS, 2005).

2.3.2 Selección del sistema de potabilización de agua

Para la selección del sistema de potabilización, Elder y Budd (2011) mencionan que los aspectos que se deben tomar en cuenta son: calidad de la fuente de agua, requerimientos de

remoción y cumplimiento legal, fiabilidad y flexibilidad del proceso, costos de construcción y anuales de operación y mantenimiento, impactos socioambientales, preferencias y capacidades de los servicios, sitio disponible y manejo de residuos. Para efectos de esta investigación y por cuestiones de alcance, para la evaluación y generación de recomendaciones en cuanto a los sistemas de potabilización se consideró únicamente la calidad de la fuente de agua y el cumplimiento con la reglamentación vigente. No obstante, es importante destacar que para fines del diseño se deben contemplar todos los aspectos que se mencionaron anteriormente.

En algunos casos se puede requerir un sistema de potabilización muy complejo, o bien, únicamente la desinfección puede ser suficiente para que se genere agua de calidad potable y apta para consumo humano. Faust y Aly (1998) mencionan que la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA) emitió el documento “Surface Water Treatment Rule (SWTR)”, en el cual se indica las condiciones en las cuales se puede excluir la filtración del proceso de potabilización de aguas superficiales o subterráneas que tengan influencia de fuentes superficiales.

Algunas de estas condiciones que tienen relación con la calidad del agua son: antes de la desinfección los coliformes fecales y totales deben ser menores a 20 NMP/100 mL y 100 NMP/100 mL, respectivamente y en al menos el 90% de las muestras. También, la turbidez antes de la desinfección debe ser menor a 5 UNT y la desinfección debe conseguir un 99.9% y 99.99% de inactivación para quistes de *Giardia* y virus, respectivamente. Finalmente, indica que se debe cumplir con los valores máximos admisibles de coliformes totales y TTHMs.

En los casos donde las condiciones del agua cruda no permiten aplicar únicamente la desinfección, se deben aplicar otros sistemas de potabilización. En el Cuadro 2.3 se enumeran una serie de parámetros de calidad de agua cruda y posibles sistemas de potabilización propuestos por diferentes autores.

Cuadro 2.3. Sistemas de potabilización con filtración sugeridos por varios autores según los parámetros de calidad de agua cruda.

Parámetro	Sistema de potabilización con filtración			
	Convencional	Directa Descendente	En línea	Lenta
Turbidez (UNT)	< 3000 ^(a) < 1000 ^(e)	< 20 ^(a) < 7 - 14 ^(d) < 25 - 30 ^(e)	< 5 ^(a) < 7 - 14 ^(d)	< 15 ^(b) < 5 ^(c) < 10 ^(d)
Color verdadero (U Pt-Co)	< 75 ^(d) < 150 ^(e)	< 40 ^(d) < 25 ^(a)	< 10 ^(d)	< 10 ^(b) < 5 ^(d)
Color aparente (U Pt-Co)	< 1000 ^(a)	< 20 ^(a)	< 10 ^(a)	N.R.
COT (mg/L)	< 7,0 ^(a)	< 2,5 ^(a) < 5 ^(e)	< 2,0 ^(a)	N.R.
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	< 10 ^{6(a)} < 600 ^(e)	< 10 ^{3(a)}	< 10 ^{3(a)}	< 500 ^(b)
Coliformes totales (NMP/100 mL)	< 5000 ^(d)	< 500 ^(d) < 2500 ^(e)	< 500 ^(d)	< 1000 ^(b) < 800 ^(d)

Nota: ^(a) Kawamura (2000), ^(b) Di Bernardo y Dantas (2005), ^(c) Cleasby (1990), ^(d) DOH (1995), ^(e) Vargas (2004), No Reportado (N.R.).

2.3.3 Generalidades de los sistemas de desinfección de agua

Los agentes desinfectantes que se emplean comúnmente en los sistemas de abastecimiento de agua son: cloro libre, cloraminas, dióxido de cloro, ozono y luz ultravioleta (Elder & Budd, 2011). En Costa Rica gran parte de las ASADAs utilizan únicamente desinfección de agua mediante el uso de cloro haciendo uso de diferentes tecnologías para su aplicación. Este compuesto se aplica principalmente en forma de hipoclorito de calcio, hipoclorito de sodio y cloro gaseoso. Además, es dependiente del pH y se recomienda realizar la cloración en un rango de pH entre 6 a 8.5 debido a que la disociación del ácido hipocloroso se da de forma casi completa (Davis, 2020).

La desinfección es una de las etapas más importantes en la potabilización del agua y conlleva dos objetivos principales: la inactivación y destrucción de microorganismos patógenos y la obtención de un residual de desinfectante en los sistemas de distribución para se asegure la calidad del agua durante el suministro a la población (Binnie et al., 2017). La efectividad de este compuesto se debe a la reacción entre el ácido hipocloroso y la estructura celular de los microorganismos que inactiva los funcionamientos metabólicos esenciales, además, la facilidad con la que puede penetrar el ácido en las paredes celulares genera una alta eficiencia germicida (Cheremisinoff, 2002). No obstante, además de reaccionar con los

microorganismos, el cloro reacciona con la MON y materia inorgánica para formar SPDs, como los THMs (Rao et al., 2018), lo cual se discute en mayor detalle en la sección 2.4.

2.4 MATERIA ORGÁNICA NATURAL Y TRIHALOMETANOS

2.4.1 Materia orgánica natural

La MON es una mezcla compleja de compuestos orgánicos que se originan de fuentes naturales (e.g., vegetación en descomposición, suelos orgánicos, actividad biológica) presentes en los cuerpos de agua (Crittenden et al., 2012). La MON se puede clasificar según su origen en materia orgánica autóctona, la cual corresponde a la producida en los cuerpos de agua, por ejemplo, algas, virus y bacterias que conforman el carbono orgánico particulado (COP) (Edzwald & Tobiason, 2011). Los mismos autores indican que la materia orgánica alóctona corresponde a la MON que no se forma en los cuerpos de agua, sino que proviene de la escorrentía y del lavado aguas arriba, además, el COD asociado a este tipo se compone de materia acuática húmica (Edzwald & Tobiason, 2011).

También, es posible clasificar la MON en materia no húmica y materia húmica. En el caso de materia no húmica se hace referencia a, por ejemplo, taninos, fenoles, carbohidratos, azúcares y polisacáridos, proteínas, aminoácidos y ácidos grasos (Edzwald & Tobiason, 2011). En el caso de la materia húmica, se hace referencia a la MON que se genera en los cuerpos de agua por las reacciones de decaimiento de plantas y animales. Algunos ejemplos de estos compuestos son los ácidos húmicos y fúlvicos (Edzwald & Tobiason, 2011).

Es importante destacar que la MON se puede cuantificar por medio del COT y COD (Beckett & Ranville, 2006). Edzwald y Tobiason (2011), indican que el COT es la concentración total de carbono orgánico en el agua compuesto por COD y COP. Es importante aclarar que COT no es igual a la concentración de MON, pero es un parámetro que da una idea de la concentración siempre y cuando la composición elemental no cambie (Crittenden et al., 2012). Además, los autores antes citados mencionan que para realizar la medición de COD se hace pasar la muestra por filtros con un tamaño de poro de 0.45 μm , y que, el COD se define como la fracción de carbono orgánico que pasa el filtro. En cuanto a COP, este se define como la resta del COT menos el COD (Edzwald & Tobiason, 2011). Crittenden et al.

(2012) reportaron valores típicos de COT para agua subterránea entre 0.1 a 2 mg/L y para agua superficial entre 1 a 20 mg/L.

Por otra parte, la medición de UV 254 puede funcionar como un parámetro sustituto del COD, COT y precursores de THMs (Edzwald & Tobiason, 2011). Según estos autores, la absorbancia ocurre en gran variedad de moléculas orgánicas e inorgánicas, no obstante, los compuestos que tienen estructuras aromáticas o enlaces dobles entre carbonos absorben en mayor medida. Los valores recomendados de este parámetro en agua potabilizada corresponden a un rango entre 0.02 a 0.035 cm⁻¹, esto antes de realizar la desinfección (Edzwald & Tobiason, 2011). También, existe SUVA que se emplea como parámetro para caracterizar la MON (Edzwald & Tobiason, 2011). Según Crittenden et al. (2012), este parámetro se ha correlacionado con las fracciones hidrofóbicas de la MON. En general, SUVA se calcula como la fracción entre el parámetro UV 254 y DOC (Ecuación 2.1)

$$SUVA = \frac{UV_{254} \text{ (cm}^{-1}\text{)} \cdot 100 \frac{\text{m}^{-1}}{\text{cm}^{-1}}}{\text{COD} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right)} \quad \text{Ecuación 2.1}$$

Una caracterización de la MON a partir de la interpretación de los valores de SUVA, propuesta por Edzwald y Tobiason (2011), se puede apreciar en el Cuadro 2.4.

Cuadro 2.4. Caracterización de la MON a partir del parámetro SUVA. (Edzwald & Tobiason, 2011).

SUVA (L/mg·m)	Composición de la MON
> 4	Alta fracción de materia acuática húmica. Compuestos con alto carácter aromático e hidrofóbico. Compuestos con alto peso molecular.
2 – 4	Mezcla de materia acuática húmica y no húmica. Mezcla de compuestos con carácter aromático y alifático. Mezcla de compuestos con alto y bajo peso molecular.
< 2	Alta fracción de materia no húmica. Compuestos con alto carácter alifático y bajo carácter hidrofóbico. Compuestos con bajo peso molecular.

Por otra parte, la interacción entre los agentes desinfectantes y materia orgánica e inorgánica disuelta en el agua puede generar SPDs (Hariganesh et al., 2020). Edzwald y Tobiason (2011) indican que en agua con altos valores de SUVA, la MON presenta enlaces dobles entre carbonos los cuales contienen electrones, como resultado, los oxidantes y desinfectantes pueden atacar y reaccionar en esos grupos funcionales. Por tal motivo es que, por ejemplo, se puede emplear el parámetro de UV 254 como predictor de la formación de SPDs y

demanda de oxidantes. Además, la información de la composición y concentración de la MON en el agua cruda resulta un recurso valioso para predecir la formación de los SPDs.

2.4.2 Subproductos de desinfección

Como se ha descrito en las secciones anteriores, la desinfección es uno de los procesos más importantes en la potabilización del agua para asegurar su potabilidad, sin embargo, en algunas ocasiones se generan SPDs involuntariamente (Kurajica et al., 2020). En el año 1974 se identificaron los primeros SPDs, que fueron los THMs (Bellar et al., 1974; Rook, 1974). Los THMs constituyen un grupo de compuestos orgánicos volátiles que usualmente se forman durante la cloración de aguas superficiales, esto debido a la reacción entre el cloro, la MON y algunos compuestos inorgánicos (e.g., bromo) (Gougoutsu et al., 2016). Dentro de los tipos de MON que se conocen como fuente principal de SPDs, se encuentran los ácidos húmicos (Dubey et al., 2020). Por otra parte, la identificación de las variables de influencia en la formación de SPDs resulta fundamental a la hora de la toma de decisiones en cuestiones operativas.

En el presente se han identificado más de 700 SPDs (Benítez et al., 2021). Estos compuestos se pueden clasificar en cuatro tipos en función de los enlaces que los constituyen: enlaces oxígeno – halógeno, carbono – halógeno, nitrógeno – halógeno y compuestos sin halógenos. En esta investigación, los de mayor interés resultan los compuestos con enlaces carbono – halógeno, donde los THMs forman parte de estos.

La reacción entre los desinfectantes, la MON y los compuestos inorgánicos se presenta esquemáticamente en la Figura 2.4. A partir de esta figura se puede apreciar que, para evitar la formación de SPDs, se tienen que propiciar las condiciones para que las reacciones no se concreten. Algunas medidas que se pueden tomar a nivel operativo son: la selección de fuentes de agua alternativas con mejor calidad, la optimización en la remoción de la MON, la optimización del sistema de desinfección y el cambio de desinfectante (EPA, 2012). Como última opción, se debería tomar la decisión de remover los SPDs antes de que lleguen a los consumidores, ya que esto podría generar un sistema de potabilización complejo y con altos costos de operación y mantenimiento.

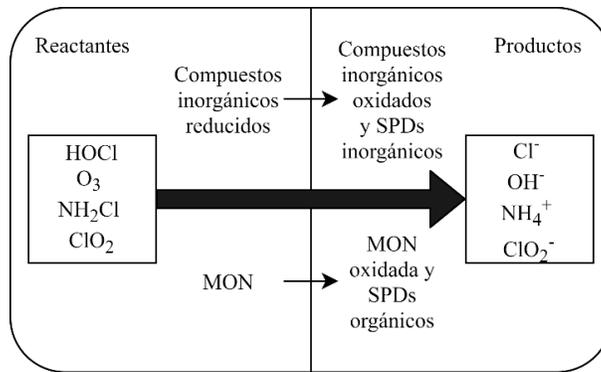


Figura 2.4. Representación esquemática de la reacción entre varios oxidantes con la MON y sustancias inorgánicas reducidas. Adaptado de Reckhow y Singer (2011).

2.4.3 Factores que afectan la formación de trihalometanos

La formación de THMs resulta un proceso complejo en donde intervienen múltiples variables operacionales y de calidad del agua. Algunos ejemplos de estas son: temperatura y pH del agua, la dosis de desinfectante, la concentración de bromo, el tiempo de reacción y las características y concentración de la MON. Comprender la interacción de estas variables y su influencia en la formación de THMs es fundamental en la toma de decisiones a nivel operativo.

El aumento en la temperatura puede propiciar que aumente la tasa de formación de THMs, sin embargo, si se supera la temperatura crítica (T_c) (i.e., 18.97 °C) se puede dar la degradación de estos compuestos (Garcia-Villanova et al., 1997). En el caso del pH, la tendencia resulta en que conforme aumenta este, aumenta la concentración de los THMs. Esto se puede atribuir a que muchas reacciones de hidrólisis, que se dan en medio básico, generan estos compuestos (Reckhow & Singer, 2011).

La influencia de la dosis de cloro es variable debido a que en la mayoría de los casos los desinfectantes se encuentran en exceso y los precursores de SPDs son los reactivos limitantes (Reckhow & Singer, 2011). Guo (2011), bajo condiciones controladas de laboratorio, logró demostrar que la concentración de THMs hasta cierto punto aumentaba al aumentar la dosis de cloro.

La presencia del bromo en el agua tiene un impacto en la especiación de los THMs. Cuando el bromo se oxida por la presencia de desinfectantes, se genera el ácido hipobromoso, el cual puede reaccionar con la MON para formar SPDs (Reckhow & Singer, 2011). Kara et al.

(2011) demostraron que con un aumento en la concentración de bromo, los THMs se componían principalmente de THMs bromados y no tanto clorados.

El tiempo de reacción es una de las variables más importantes que determinan la concentración de SPDs bajo condiciones en las cuales hay presencia de un desinfectante. Se ha encontrado que, con un aumento en el tiempo de reacción, y mientras exista suficiente concentración de un desinfectante, la concentración de los THMs aumenta (Guo, 2011; Reckhow & Singer, 2011).

Finalmente, varios autores han comprobado que la formación de SPDs está fuertemente correlacionada con la presencia de MON en el agua (Hao et al., 2017; Kara et al., 2011; Ye et al., 2009). Por lo que, se ha demostrado la amplia influencia de esta variable en la formación de SPDs y la importancia de su control como una forma de reducir las concentraciones en el agua (Crittenden et al., 2012).

2.4.4 Modelos de predicción de la formación de trihalometanos

El monitoreo de THMs en el agua potable resulta esencial para asegurar el cumplimiento con la reglamentación vigente, sin embargo, en Costa Rica no se cuantifican de forma regular y se encuentran en el N4 (Sección 2.2.2). También, dado que normalmente la cuantificación de SPDs se realiza por cromatografía de gases (Mukundan & Van Dreason, 2014), su monitoreo podría significar un impacto económico importante en las ASADAs. Como una alternativa a la medición directa de los SPDs, desde 1983 se han desarrollado modelos predictivos de su formación (Tsitsifli & Kanakoudis, 2020) y al 2009 se habían reportado en la literatura más de 100 modelos (Chowdhury et al., 2009).

En términos generales, los modelos de predicción consisten en establecer relaciones entre las concentraciones de los SPDs con los parámetros de calidad del agua y ciertas variables operacionales (Uyak et al., 2005). Además, estos se pueden formular con datos recopilados en el laboratorio o en el campo y ambos han mostrado ciertas ventajas y desventajas (Cuadro 2.5). Si bien el desarrollo de modelos a escala de laboratorio presenta muchas bondades en comparación a los generados en campo, cuentan con la limitante de que se realizan bajo condiciones controladas y no reflejan los fenómenos que ocurren en el campo. Por otra parte, los modelos en campo toman en consideración variables que en el laboratorio no se podrían

considerar, sin embargo, resultan específicos de cada sitio (Shahi et al., 2020) y por lo tanto no se pueden generalizar a cualquier contexto (Semerjian et al., 2009).

Cuadro 2.5. Comparación cualitativa entre el desarrollo de modelos en laboratorio y en campo para la predicción de SPDs. Sadiq et al. (2019).

Atributos	Laboratorio	Campo
Significancia estadística	Alta	Media
Aplicabilidad	Alta	Baja
Inclusión de efectos del sistema de distribución	Nula	Alta
Control de variables explicativas	Alta	Baja
Predictibilidad	Media	Alta
Facilidad del desarrollo del modelo	Alta	Baja
Costo y recursos implicados	Baja	Alta

Existen dos maneras en las que se pueden generar los modelos, mediante relaciones mecánicas o empíricas (Araya-Obando et al., 2019). Para el primer caso, la cinética de reacción de los desinfectantes y los precursores de SPDs se representan matemáticamente en función del tiempo (Sadiq et al., 2019). Sin embargo, debido a factores como la variación estacional y espacial de ciertos parámetros y la complejidad de las reacciones de formación de los SPDs (Semerjian et al., 2009), se reportan mayor cantidad de modelos empíricos. Este tipo de modelos se basan principalmente en técnicas de regresión lineal multivariable (RLM) (Sadiq et al., 2019).

2.4.5 Regresión lineal multivariable

En la RLM se establecen relaciones lineales entre una variable dependiente y una serie de variables independientes (Ryan, 2007). La ecuación que resulta de la RLM comúnmente se representa en términos lineales como se expresa en la Ecuación 2.2.

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \alpha \quad \text{Ecuación 2.2}$$

En donde Y corresponde a la variable dependiente, X_1, X_2, \dots, X_n corresponden a las variables independientes, n equivale a la cantidad de variables independientes, $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$ corresponden a los coeficientes de regresión de pendiente parcial y α corresponde a la intercepción (Ryan, 2007). Para encontrar los valores de beta, comúnmente se utiliza el método de estimación de mínimos cuadrados ordinarios, en el cual se genera la ecuación con sus respectivos coeficientes al minimizar la suma de los residuos al cuadrado (RSS) (Pardoe, 2012), como se muestra en la Ecuación 2.3.

$$RSS = \sum_{i=1}^n (Y - \beta_0 - \beta_1 X_1 - \beta_2 X_2 - \dots - \beta_n X_n)^2 \quad \text{Ecuación 2.3}$$

En donde los términos de la Ecuación 2.3 equivalen a los de la Ecuación 2.2. Para realizar este procedimiento se tendría que aplicar técnicas matemáticas como derivación parcial, sin embargo, existen programas computacionales (e.g., Minitab, R) que facilitan el procedimiento y brindan los resultados necesarios para formular y evaluar los modelos (Pardoe, 2012).

Como se puede apreciar en la Ecuación 2.2, se pueden incorporar n variables independientes en la ecuación, sin embargo, a la hora de describir algún fenómeno por RLM las variables que se incluyan en el modelo surgirán a partir de un análisis técnico y científico que permita conocer los factores que influyen en la variable dependiente (Brown et al., 2011). Además, una vez recopiladas las variables independientes, no todas tendrán igual importancia y en algunas ocasiones si se llegaran a incorporar podrían perjudicar la confiabilidad de los modelos (Acuña, 2004). Por lo tanto, se han desarrollado métodos para la selección de las variables independientes como: “backward elimination” o eliminación hacia atrás, “forward selection” o selección hacia adelante, “stepwise” o selección paso a paso y el método de los mejores subconjuntos (Acuña, 2004).

Una vez seleccionadas las variables independientes y haber generado los modelos en los programas computacionales, se obtendrán una serie de resultados que se deben evaluar detalladamente para identificar el modelo que mejor se ajusta a los datos y que cumpla con los supuestos estadísticos de la RLM. Como criterios de evaluación de los modelos se encuentran: pruebas de hipótesis (i.e., Prueba F , Prueba t), R^2 , varianza estimada del error (S) y factor de inflación de la varianza (FIV) (Acuña, 2004) (Anexo 2, Cuadro A.9.12).

Además, la interpretación de los modelos de regresión debe complementar con una evaluación de los supuestos estadísticos, con el fin de determinar la confiabilidad de los resultados (Vásquez, 2019). Los supuestos estadísticos corresponden a: normalidad, varianza constante e independencia (Acuña, 2004) (Anexo 3, Cuadro A.9.13). En la RLM se utilizan los residuos (e) (i.e., la diferencia entre la respuesta observada y predicha) para validar los supuestos estadísticos, ya que, si los supuestos se cumplen, los residuos se pueden tomar como una muestra aleatoria de una distribución normal con media cero y varianza constante (Acuña, 2004).

Por otra parte, al generar modelos de RLM se pueden dar casos donde no se cumplan los supuestos estadísticos por múltiples causas, por lo que, en algunos casos se deben recurrir a transformaciones en la variable dependiente o independientes o ambas (Pardoe, 2012). El autor antes citado menciona que dichas transformaciones son funciones matemáticas que se aplican a los datos y que permiten modelar más efectivamente. Algunos ejemplos de funciones son: logaritmo base 10 ($\log_{10}(x)$), logaritmo natural ($\ln(x)$), polinomiales (x^n), recíprocas ($1/x$), raíz cuadrada ($x^{1/2}$), entre otras (Pardoe, 2012).

La RLM ha servido como herramienta para la generación de modelos de predicción de TTHMs según se ha reportado en múltiples investigaciones, en el Anexo 4 Cuadro A.9.14 se pueden apreciar los principales resultados de algunas investigaciones a nivel internacional que han formulado modelos de predicción de la formación de TTHMs a partir de datos recopilados en campo y bajo múltiples contextos operacionales. La formulación de los modelos conlleva una serie de etapas, y la mayoría de las investigaciones consultadas coinciden en los siguientes pasos: recopilación de datos, evaluación de normalidad de los datos, evaluación de correlación entre las variables, formulación y evaluación de los modelos y validación.

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDIO Y CARACTERÍSTICAS DE PRECIPITACIÓN

3.1.1 Área de estudio

Se evaluaron sistemas de abastecimiento de agua potable en las provincias de Alajuela, Cartago y Puntarenas, en Costa Rica. En total, se analizaron 20 sistemas, distribuidos en 19 ASADAs y una municipalidad. En el Apéndice 1 Cuadro A.8.1 se detalla el nombre del acueducto, el acrónimo empleado para cada uno, la provincia y el cantón al cual pertenecen. Además, en Figura 3.1 se presenta un mapa detallado con la ubicación de cada acueducto.

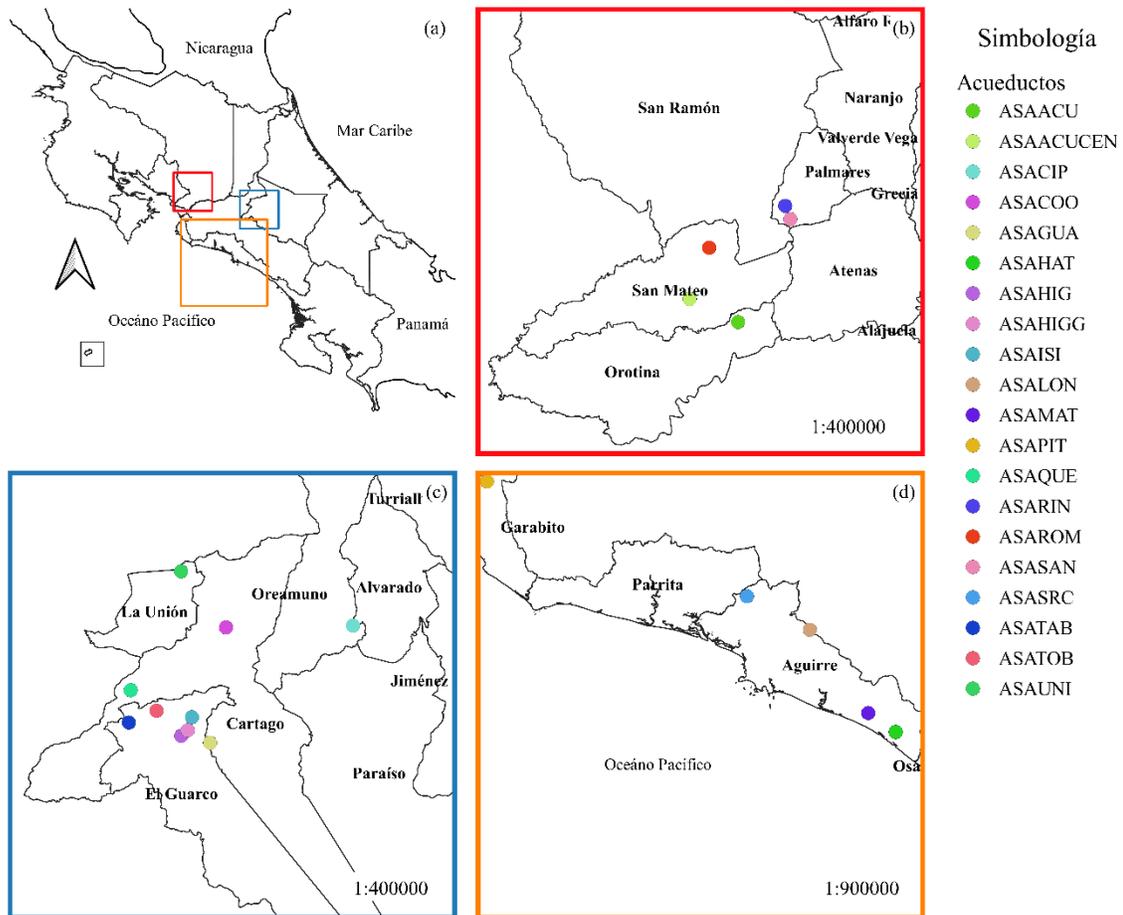


Figura 3.1. Ubicación de los acueductos. (a) Costa Rica, (b) Alajuela, (c) Cartago, (d) Puntarenas.

3.1.2 Información meteorológica de la zona de estudio

Los sistemas analizados del Valle Central y Pacífico Central pertenecen a la vertiente del Pacífico, caracterizada por una época seca que comprende de diciembre a marzo, una época lluviosa que comprende de mayo a octubre y dos meses de transición, abril y noviembre (Manso et al., 2005). Mientras que los sistemas analizados en Cartago pertenecen a la vertiente del Atlántico, caracterizada por no presentar una estación seca como tal, pues las lluvias se mantienen entre 100 y 200 mm en los meses más secos (Manso et al., 2005). Además, se utilizó información de precipitación del Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (IMN) de las estaciones meteorológicas más cercanas a los acueductos (Anexo 1) y se generó la Figura A.8.1 del Apéndice 2, que representa la precipitación media mensual según la provincia a la que pertenece cada acueducto (IMN, 2020).

3.2 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

3.2.1 Selección y recolección de datos de los acueductos

Se seleccionaron acueductos que empleaban fuentes subsuperficiales, mixtas y superficiales en varias zonas de Costa Rica, con el objetivo de tener un panorama variado sobre la calidad del agua y formación de THMs. Se consultó bases de datos de los acueductos del país y se generaron los contactos para planear las visitas de campo y la recolección de información. Para la caracterización de los acueductos se tomó como referencia la información general solicitada en los formularios del Sistema Estandarizado de Regulación de la Salud (SERSA) (MINSA, 2018), y se generó el cuestionario sobre la información general de los acueductos (Apéndice 3). Dicho documento se aplicó en campo y posteriormente se verificó la información mediante llamada telefónica.

3.2.2 Frecuencia y ubicación de los puntos de muestreos

Se realizaron tres visitas en cada uno de los sistemas durante el año 2018 y 2019, estas coincidieron con las tres épocas climáticas de la vertiente del Pacífico (Apéndice 2, Figura A.8.1), mientras que para los acueductos de la vertiente del Atlántico se tomaron en los mismos periodos. En el Cuadro 3.1 se puede apreciar la distribución de los muestreos en cada época, así como los rangos de fechas que abarcó cada campaña de muestreo.

Cuadro 3.1. Distribución de las campañas de muestreo según en las épocas climáticas de la vertiente del Pacífico de Costa Rica.

Campaña de muestreo	Época	Meses	Fechas de muestreos
N°1	Transición	Abril y noviembre	16/04/18 - 07/11/18
N°2	Seca	Diciembre a marzo	04/03/19 - 24/04/19
N°3	Lluviosa	Mayo a setiembre	27/05/19 - 18/09/19

En cada sistema se tomaron muestras en cinco puntos: 1) fuente de abastecimiento, 2) después de la desinfección o en el tanque de almacenamiento, 3) inicio de la red de distribución, 4) mitad de la red de distribución y 5) final de la red de distribución (Figura 3.2). Lo anterior debido a que el Reglamento para la Calidad del Agua Potable establece que los puntos de recolección de muestras deben ser representativo de las zonas de abastecimiento (MINSA, 2018). Además, la ubicación de cada punto se identificó y verificó en coordinación con los funcionarios de los acueductos.

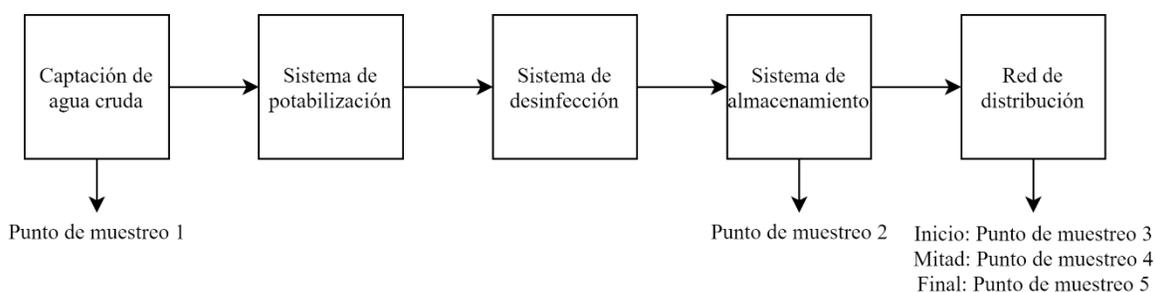


Figura 3.2. Esquema típico de un acueducto y ubicación de los puntos de muestreo.

Cabe destacar que los muestreos se realizaron en un trabajo conjunto de la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA), Universidad de Costa Rica (UCR), Universidad Técnica Nacional (UTN) y Tecnológico de Costa Rica (TEC). El grupo de investigación de la UNA se encargó de los muestreos de los acueductos de las provincias de Alajuela y Puntarenas, mientras que el del TEC y UTN se encargaron de los acueductos de la provincia de Cartago.

3.2.3 Métodos de análisis

En cada uno de los puntos de muestreo se evaluaron los parámetros del monitoreo N1 que se establecen en el Reglamento para la Calidad del Agua Potable. Se analizaron parámetros característicos de la MON como: COT, COD, UV 254 y SUVA. Finalmente, se realizaron análisis de cloroformo, bromodiclorometano, dibromoclorometano y bromoformo. Los parámetros de temperatura, pH, conductividad y cloro residual libre se determinaron en el sitio, los demás en el laboratorio. Se cuantificó cada parámetro siguiendo los métodos del

“Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” y se siguieron todas las recomendaciones en cuanto a toma, preservación y transporte de las muestras que se indican en cada uno de los métodos (APHA et al., 2017).

En el Centro de Investigación en Protección Ambiental (CIPA) del TEC se determinaron los parámetros N1 de las muestras de los acueductos de Cartago y los parámetros COT, COD, UV 254 y SUVA de todas las muestras. En el Instituto de Investigaciones en Salud (INISA) de la UCR se determinaron los parámetros microbiológicos de todas las muestras. Mientras que en la UNA se determinaron los parámetros N1 de las muestras de los acueductos de Alajuela y Puntarenas y los parámetros de THMs de todas las muestras. En el Cuadro 3.2 se detallan los parámetros que se analizaron, el método y el equipo para el análisis y el límite de detección.

Cuadro 3.2. Información sobre los métodos analíticos para la cuantificación de los parámetros.

Parámetro	Método	Equipo	Límite de detección
Temperatura	2550	Hanna HI 9812-5	0.5 °C
pH	4500-H ⁺ B	Hanna HI 9812-5	0.1
Conductividad	2510	Hanna HI 9812-5	2 µS/cm
Cloro residual libre	4500-Cl G	Hanna Pocket Colorimeter	0.02 mg/L
Color aparente	2120 C	Hach DR 900	1 U Pt-Co
Turbidez	2130 B	Hach 2100Q	0.01 UNT
Coliformes fecales	9221	N.A.	⁽¹⁾
<i>Escherichia coli</i>	9221	N.A.	⁽¹⁾
COT	5310 C	Teledyne Tekmar TOC Fusion	0.03 mg/L
COD	5310 C	Teledyne Tekmar TOC Fusion	0.03 mg/L
UV 254	5910 B	SHIMADZU UV-1800	N.A.
SUVA	Ecuación 2.1	N.A.	N.A.
Cloroformo	6040 D	Agilent 7890A	0.20 µg/L
Bromoformo	6040 D	Agilent 7890A	0.06 µg/L
Dibromoclorometano	6040 D	Agilent 7890A	0.07 µg/L
Bromodichlorometano	6040 D	Agilent 7890A	0.06 µg/L

Nota: No aplica (N.A.). ⁽¹⁾ < 1.1 NMP/100 mL para agua clorada y < 1.8 NMP/100 mL para agua no clorada.

3.3 PROCESAMIENTO DE LOS DATOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LOS ACUEDUCTOS Y LA CALIDAD DEL AGUA

3.3.1 Caracterización de los acueductos

Para la recopilación y procesamiento de los datos de la caracterización de los acueductos se utilizó el formulario de preguntas del Apéndice 3. Los resultados se trasladaron al programa Microsoft Excel[®] y en dicho programa se realizaron gráficos de barras para representar la distribución porcentual de los acueductos según el tipo de fuente, la presencia de sistema de

potabilización o desinfección y el tipo de sistema de potabilización y desinfección. Los resultados de la distribución porcentual según la presencia y tipo de sistema de potabilización y desinfección se trabajaron dividiéndolos según el tipo de fuente de abastecimiento en cada acueducto.

3.3.2 Evaluación de la calidad del agua según parámetros N1

En la evaluación de la calidad del agua según parámetros N1 se creó una base de datos en Microsoft Excel® y se determinaron parámetros de estadística descriptiva como: media aritmética, desviación estándar, mínimo, máximo, para cada uno de los parámetros. Cabe destacar que el análisis se realizó para los datos de agua cruda (Punto de muestreo 1 de la Figura 3.2) y agua potabilizada (Puntos de muestreo 2, 3, 4 y 5 de la Figura 3.2).

Además, para la evaluación del cumplimiento con el Reglamento para la Calidad del Agua Potable se determinó el porcentaje de las muestras de agua cruda y potabilizada que cumplían o incumplían con los valores recomendados en el reglamento (Cuadro 2.2). Se elaboraron gráficos de barra en Microsoft Excel® para representar el porcentaje de muestras en varios rangos de turbidez, color aparente y cloro residual libre. También, se representó el incumplimiento de las muestras con respecto a los parámetros de coliformes fecales y *E. coli*.

3.3.3 Evaluación de la efectividad de los sistemas de potabilización

Para la evaluación de la efectividad de los sistemas de potabilización, se evaluó el cumplimiento de los parámetros de turbidez, color aparente, coliformes fecales y *E. coli* en las muestras tomadas en el punto de muestreo 2 (Figura 3.2), las cuales reflejaban la calidad del agua después de los procesos de potabilización. El análisis se realizó dividiendo los acueductos según la tecnología de potabilización que presentaban (Cuadro 3.3). Se elaboran gráficos de barra en Microsoft Excel® para representar el porcentaje de incumplimiento de las muestras con respecto a los parámetros antes mencionados.

Cuadro 3.3. Clasificación de los acueductos para la evaluación de la efectividad de los sistemas.

Grupo	Sistema de potabilización	Cantidad de sistemas
1	Tratamiento convencional y desinfección (TC)	2
2	Otro tipo de filtración y desinfección (F)	4
3	Sedimentador o desarenador y desinfección (S o D)	5
4	Desinfección (Des.)	8

Nota: Otro tipo de filtración incluye filtración lenta en arena, filtros gruesos en capas y FiME.

3.3.4 Evaluación de la necesidad de los sistemas de potabilización

En la evaluación de la necesidad de los sistemas de potabilización, se utilizaron los valores máximos de turbidez, color aparente, COT y *E. coli* del agua cruda de cada sistema. Dichos datos se compararon con los valores recomendados en la literatura (Cuadro 2.3) para los sistemas de potabilización que se podrían implementar. A partir de dicho análisis se identificó la cantidad de acueductos que requerirían una mejora en sus sistemas de potabilización y aquellos en donde el sistema de potabilización se adecúa a la calidad del agua encontrada durante el periodo de estudio.

3.3.5 Evaluación de la calidad del agua según parámetros de la MON y TTHM

En la evaluación de la calidad del agua según parámetros de la MON y TTHM se complementó la base de datos previamente realizada en la sección 3.3.2, con los parámetros COT, COD, UV 254, SUVA y THMs y se determinaron los mismos parámetros de estadística descriptiva para cada uno de los parámetros. Cabe destacar que el análisis también se realizó para los datos de agua cruda (Punto de muestreo 1 de la Figura 3.2) y agua potabilizada (Puntos de muestreo 2, 3, 4 y 5 de la Figura 3.2).

Además, para la evaluación del cumplimiento con el Reglamento para la Calidad del Agua Potable se determinó el porcentaje de las muestras de agua cruda y potabilizada que cumplían o incumplían con los valores recomendados en el reglamento para el caso de los THMs (Cuadro 2.2), y para el caso de TTHMs se tomó como referencia el límite establecido por la US EPA de 80 µg/L (US EPA, 1998). Para el caso de los parámetros de la MON, como no están contemplados en el reglamento se compararon con valores reportados por otros autores y se interpretó la calidad del agua según los criterios de la literatura.

3.3.6 Análisis de la variación espacial a lo largo de la red de distribución, por tipo de fuente y por época climática de los parámetros de la MON y TTHM

A diferencia de los parámetros N1, en la investigación resultó de interés conocer la variación de los parámetros de la MON y TTHMs desde la toma hasta el último punto de muestreo (variación espacial), según el tipo de fuente de abastecimiento y con respecto a la época climática (variación estacional). En el Cuadro 3.4 se presenta cada uno de los factores que se consideraron en la evaluación de la variación. Primero, en Microsoft Excel® se realizaron

gráficos de caja para cada parámetro (COT, COD, UV 254, SUVA, TTHM) según la variable que podría generar una fluctuación. Para el caso de la variación por tipo de fuente y estacional los datos se dividieron en agua cruda y potabilizada.

Cuadro 3.4. Factores de agrupamiento en la evaluación de la variación de los parámetros de la MON y TTHM.

Variación	Factores de agrupamiento
Espacial	Punto de muestreo: 1, 2, 3, 4, 5
Por tipo de fuente	Subsuperficial, mixta, superficial
Estacional	Transición, seca, lluviosa

Seguidamente, para la determinación de diferencias estadísticamente significativas entre los distintos escenarios se utilizó el programa R Studio[®] con los paquetes: nortest, dunn.test y FSA. Además, se trabajó con un nivel de significancia de 0.05. Inicialmente se analizó la normalidad de cada subconjunto de datos con la prueba de Anderson - Darling para evaluar la distribución de los datos y la selección de la prueba estadística (Ryan, 2007). Dado que en la prueba anterior se encontró que los datos fueron no normales (Apéndice 6), se utilizó el análisis no paramétrico de Kruskal – Wallis con una prueba posthoc (Prueba de Dunn) (Kargaki et al., 2020; Saravia-Arguedas et al., 2021). En las pruebas descritas anteriormente se contaron con dos hipótesis: hipótesis nula (H_0) indicaba que no existía suficiente evidencia para asegurar una diferencia estadísticamente significativa entre los datos e hipótesis alternativa (H_1) que indicaba que existía evidencia para asegurar una diferencia estadísticamente significativa entre los datos a un nivel de confianza del 95%. Para la aceptación de una u otra hipótesis se evaluó el valor p en cada prueba, de forma que si el valor $p > 0.05$ se aceptaba la H_0 y viceversa.

3.4 MODELACIÓN DE LA FORMACIÓN DE TTHMs

Para la modelación de la formación de TTHMs se trabajó con los datos del agua presentes en las redes de distribución. Se utilizaron los datos de todos los acueductos, a excepción de los datos de ASAHAT en donde no realizaban desinfección. Además, se dividieron los datos según el tipo de fuente de abastecimiento para construir cuatro escenarios: (1) datos de todos los acueductos, (2) datos de acueductos con fuentes subsuperficiales, (3) datos de acueductos con fuentes mixtas y (4) datos de acueductos con fuentes superficiales. Para cada uno de los

escenarios se siguió el procedimiento que se describe a continuación, además, cada análisis se realizó en el programa Minitab® 17.

Primero, a los datos de TTHM y las variables reportadas como potencialmente influyentes en la formación de THMs (i.e., temperatura, pH, turbidez, color, cloro residual libre, COT, COD, UV₂₅₄) (Sadiq et al., 2019) se les aplicó la prueba de Anderson – Darling para evaluar la normalidad (Ryan, 2007). Según se discutirá posteriormente, las variables no presentaron una distribución normal (Apéndice 7), por tanto, según recomiendan Kargaki et al. (2020) para datos no paramétricos, se utilizó la prueba de correlación de Spearman con un nivel de significancia (α) de 0.05. Mediante esta prueba se determinó el coeficiente de correlación (r_s) y su respectivo valor p . Conforme a Chowdhury et al. (2008) para el coeficiente de correlación de Pearson, en el presente estudio se consideró que si el coeficiente de correlación (r_s) es menor a 0.3 la relación es débil, entre 0.3 a 0.7 la relación es moderada y mayor a 0.7 la relación es fuerte. Además, la correlación se consideró estadísticamente significativa si el valor $p < 0.05$ y viceversa.

Por otra parte, previo a la formulación de los modelos se dividió la base de datos de cada escenario aleatoriamente en dos partes: datos de calibración (70% del total de datos) y datos de validación (30% del total de datos), procedimiento sugerido por Golfinopoulos y Arhonditsis (2002) para modelos de RLM.

Seguidamente, se realizó el análisis de regresión múltiple en el programa Minitab 17 statistical software para el desarrollo de los modelos lineales y no lineales. Las concentraciones de TTHM en las redes de distribución se consideraron como las variables dependientes, mientras que los parámetros de calidad del agua potabilizada como las variables independientes. Una vez identificadas las variables potenciales para incluir en los modelos, según recomienda Feungpean et al. (2015), se utilizó el método “stepwise” para identificar las variables significativas en la explicación de la variabilidad que proporciona el modelo. En el método “stepwise” se van incluyendo o excluyendo cada una de las variables al evaluar el valor p de la prueba F , contra los valores alpha para entrar o salir del modelo, que en este caso se consideraron iguales a 0.05.

Para cada escenario se generaron varios modelos lineales y no lineales mediante la transformación de la variable dependiente y/o independientes (Pardoe, 2012) y excluyendo

ciertos datos según estadísticos como: residuales estudentizados externamente, puntos de leverage alto, distancia de Cook y DFITS (Acuña, 2004). Lo anterior, con el objetivo de encontrar el modelo que presentara el mejor rendimiento y bondad de ajuste de los datos. Una vez generados varios modelos, se evaluaron con criterios estadísticos como: R^2 , error estándar promedio (SE, Ecuación 3.1), error cuadrado promedio (MSE, Ecuación 3.2), los cuales Shahi et al. (2020) también utilizaron. Además, se evaluaron los supuestos estadísticos que acompañan la RLM, como: normalidad, varianza constante o homocedasticidad e independencia (Anexo 3, Cuadro A.9.13) (Acuña, 2004).

$$SE = \sqrt{\frac{\sum_1^n (TTHM_M - TTHM_P)^2}{n}} \quad \text{Ecuación 3.1}$$

$$MSE = \frac{1}{n} \cdot \sum_1^n (TTHM_M - TTHM_P)^2 \quad \text{Ecuación 3.2}$$

Donde $TTHM_M$ indica los TTHM medidos, $TTHM_P$ indica los TTHMs predichos por el modelo y n se refiere a la cantidad de observaciones evaluadas. Cabe destacar que las unidades de SE y MSE son $\mu\text{g/L}$ correspondientes a las unidades de TTHMs. A partir de los estadísticos calculados se identificaron los mejores modelos y posteriormente se realizó la validación.

Finalmente, el mejor modelo obtenido para cada escenario se validó usando los datos excluidos para la obtención de los modelos (30% de los datos totales). Para la validación, se compararon los TTHM predichos y los medidos mediante los criterios: R^2 , SE, MSE (Shahi et al., 2020). Similar a los autores citados, se realizó una prueba T para determinar diferencia significativa entre la media de los resultados de TTHM medidos y predichos por los modelos. Se realizó una prueba de varianzas iguales para determinar si se podía o no asumir varianza igual en la prueba T . Seguidamente, se realizó la prueba T mediante el cálculo del valor t y su respectivo valor p . Los valores se compararon y si el valor $p > 0.05$, la diferencia entre los valores medidos y predichos se consideraba como no significativa y viceversa.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS ACUEDUCTOS Y CALIDAD DEL AGUA SEGÚN PARÁMETROS N1

4.1.1 Caracterización de los acueductos

Los sistemas evaluados se ubicaron en las provincias de Alajuela, Cartago y Puntarenas (Figura 3.1), la mayoría estaban conformados bajo la estructura de ASADAs, aunque también se analizó un acueducto municipal (ASAUNI). En el Apéndice 4 Cuadro A.8.2 se presentan detalladamente las características operacionales de cada sistema. A continuación, se discuten los aspectos más relevantes en cuanto al tipo de fuente, sistema de potabilización y desinfección.

En la Figura 4.1 se detalla la distribución porcentual de acueductos con presencia de sistemas de potabilización y desinfección, además, se detalla la distribución según su tipo. De los veinte sistemas evaluados el 35% empleaban fuentes superficiales, otro 35% empleaban fuentes mixtas (i.e., mezcla entre fuentes superficiales y subsuperficiales), y finalmente el 30% restante utilizaban fuentes subsuperficiales o también conocidas como nacientes. El 86% y 71% de los acueductos que utilizaban fuentes superficiales o mixtas tenían un sistema de potabilización, respectivamente. No obstante, se encontró que en ASAHAT, ASAHIGG y ASALON no contaban con esta etapa a pesar de utilizar fuentes superficiales o mixtas. Con respecto a los acueductos que utilizaban fuentes subsuperficiales, en todos los casos aplicaban desinfección únicamente (Figura 4.1a). Cabe destacar que el 95% de los sistemas realizaban desinfección (Figura 4.1b).

Por otra parte, se identificó que los acueductos contaban con sistemas de potabilización variados, por ejemplo: plantas de tratamiento de agua potable (PTAP) convencionales, filtros lentos, filtros gruesos en capas, FiME, desarenadores y sedimentadores (Figura 4.1c). Con respecto a los sistemas de desinfección, en los acueductos que contaban con esta etapa, en todos los casos utilizaban cloro como desinfectante y en presentaciones variadas como: disolución de hipoclorito de sodio, electrólisis y pastillas de hipoclorito de calcio (Figura 4.1d). El método más común para la aplicación de este desinfectante fue en pastilla y la dosificación con sistemas comerciales y artesanales o “hechizos”. En la Figura 4.1a,b el

acueducto que no presentó sistema de potabilización o desinfección fue ASAHAT, en dicho sistema en la visita de campo se evidenció que la ausencia de estas etapas se debía a cuestiones presupuestarias. Este hecho representa un riesgo para los consumidores por la falta de aseguramiento de la calidad del agua con la que son abastecidos.

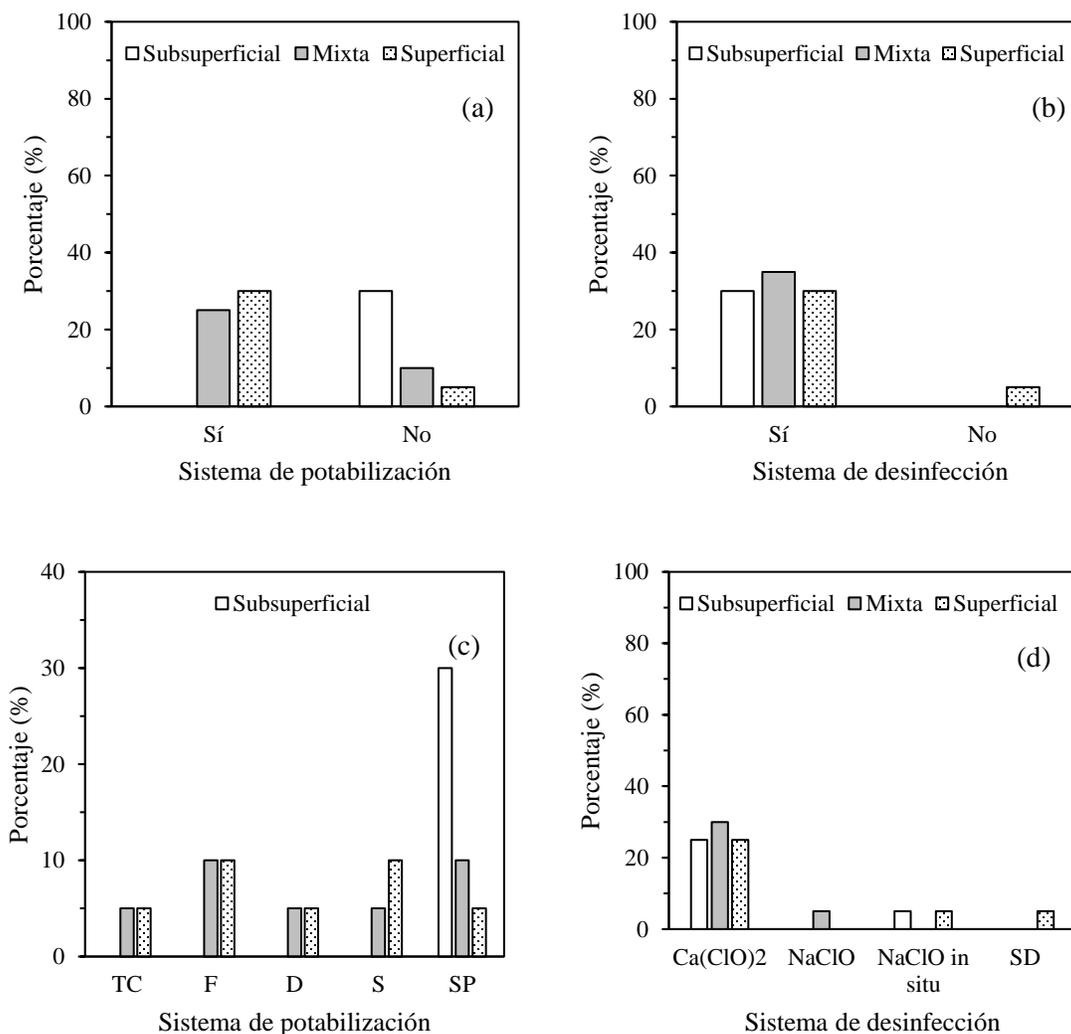


Figura 4.1. Distribución porcentual de la presencia de sistemas de (a) potabilización, (b) desinfección, (c) tipo de sistema de potabilización y (d) tipo de desinfección según la fuente subsuperficial (N = 6), mixta (N = 7) y superficial (N = 7).

Nota: Tratamiento convencional (TC), Filtración de otro tipo (e.g., filtración lenta, gruesa en capas, FiME) (F), Desarenador (D), Sedimentador (S), Sin sistema de potabilización (SP), Pastilla de hipoclorito de calcio ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$), Disolución de hipoclorito de sodio (NaClO), Electrólisis (NaClO *in situ*), Sin desinfección (SD).

En resumen, se logró identificar que existe alta variabilidad en la forma en que operan los acueductos, en total se contabilizaron 11 escenarios operacionales, es decir las distintas configuraciones de tipo de fuente, sistema de potabilización y de desinfección. Además, se

observó que, así como existen acueductos consolidados y con una estructura interna bien definida, otros contaban con poca organización, personal y presupuesto, lo cual repercute directamente en la calidad del servicio y el recurso hídrico. Arellano-Hartig et al. (2019) evidenciaron una situación similar en un estudio donde de los 1342 entes operadores que evaluaron el 78.8% no tenían un administrador o administradora, el 42.0% no tenían estados financieros, el 93.6% no tenían un plan de transparencia y rendición de cuentas y el 34.5% no realizaba análisis de calidad de agua como lo exige la reglamentación vigente.

4.1.2 Calidad del agua según parámetros N1

En el Cuadro 4.1 se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos del agua cruda y potabilizada para los acueductos evaluados. La temperatura y conductividad, en la mayoría de las muestras, se encontró dentro de los valores recomendados en el Reglamento para la Calidad del Agua Potable (MINSA, 2018). No obstante, el pH presentó incumplimiento en el 13% (8 muestras) y 11% (25 muestras) del agua cruda y potabilizada, respectivamente. En dichos casos se podrían presentar problemas en la desinfección con cloro porque su efectividad se encuentra relacionada con el pH (OMS, 2014).

Cuadro 4.1. Parámetros fisicoquímicos del agua cruda y potabilizada en los acueductos.

Parámetros	Cruda (N = 60)	Potabilizada (N = 228)	VA	VMA
Temperatura (°C)	21.3 ^a ± 3.0 ^b	23.1 ± 3.7	18 – 30	N.A.
	15.8 – 26.6 ^c	17.0 – 37.2		
pH	7.26 ± 0.62	7.23 ± 0.58	6 - 8	N.A.
	6.00 – 8.24	5.94 – 8.27		
Conductividad (µS/cm)	162.67 ± 95.47	161 ± 92	400	N.A.
	30.00 – 484.00	30 – 489		
Turbidez (UNT)	1.14 ± 1.44	0.73 ± 1.08	1	5
	< 0.01* – 7.68	< 0.01* – 7.88		
Color aparente (U Pt-Co)	9.87 ± 13.02	6.04 ± 7.23	< 5	15
	< 0.01* – 61.00	< 0.01* – 31.30		

Nota: ^a Promedio, ^b Desviación estándar, ^c Rango, * Límite de detección.

La turbidez presentó un alto porcentaje de cumplimiento con respecto a los valores recomendados, en el agua cruda y potabilizada únicamente el 2 y 1% de las muestras superaron los 5 UNT, respectivamente (Figura 4.2a). Por otra parte, el color aparente resultó el parámetro fisicoquímico con mayor cantidad de muestras que superaron el VMA (i.e., 15 U Pt-Co). En el caso del agua cruda el 23% de las muestras incumplió la norma, mientras que en agua potabilizada el 12% (Figura 4.2b). En los casos del agua potabilizada donde se

presentó incumplimiento de este parámetro, podrían representar un riesgo a los consumidores por su influencia en la efectividad de la desinfección (Hariganesh et al., 2020) y la formación de SPDs (Reckhow & Singer, 2011).

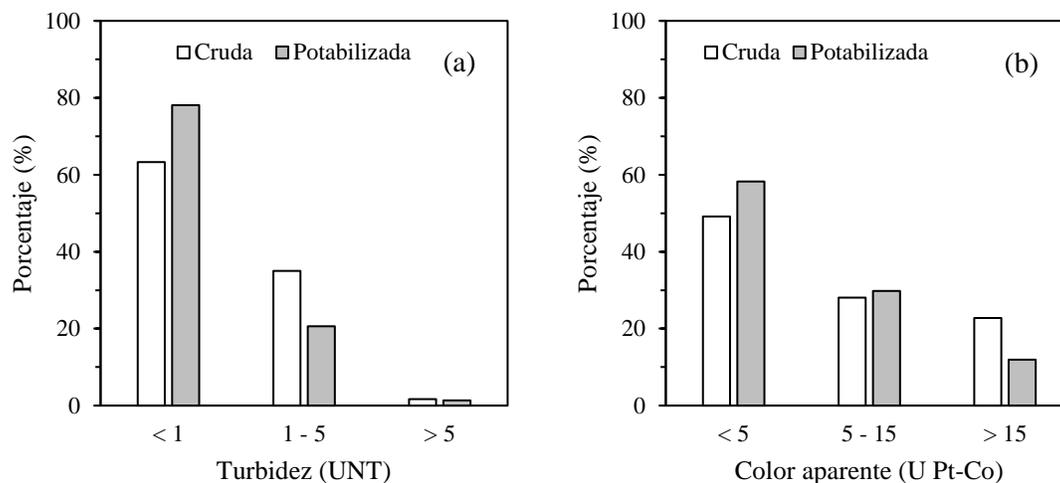


Figura 4.2. Rangos de (a) turbidez y (b) color aparente en el agua cruda (N = 60) y potabilizada (N = 228).

En el Cuadro 4.2 se presentan los parámetros microbiológicos del agua cruda y potabilizada de los acueductos evaluados en este estudio, además, se presentan los resultados del cloro residual libre en el agua potabilizada. Como era de esperarse, en el agua cruda se identificó un alto porcentaje de incumplimiento para coliformes fecales y *E. coli* (Figura 4.3). Luego de los sistemas de potabilización, la concentración de estos parámetros disminuyó considerablemente, lo cual generó que gran parte de las muestras de agua potabilizada cumplieran con el reglamento. Lo anterior, se puede atribuir a un buen funcionamiento de los sistemas de potabilización y desinfección en los acueductos.

Cuadro 4.2. Parámetros microbiológicos y cloro residual libre del agua cruda y potabilizada en los acueductos.

Parámetros	Cruda (N = 60)	Potabilizada (N = 228)	VA	VMA
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	< 1.8* -> 1600.0 ^c	< 1.1* -> 1600.0	No detectable	No detectable
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	< 1.8* -> 1600.0	< 1.1* -> 1600.0	No detectable	No detectable
Cloro residual libre (mg/L)	N.A.	0.44 ^a ± 0.31 ^b 0.02* - 1.64	0.3	0.6

Nota: ^a Promedio, ^b Desviación estándar, ^c Rango, * Límite de detección.

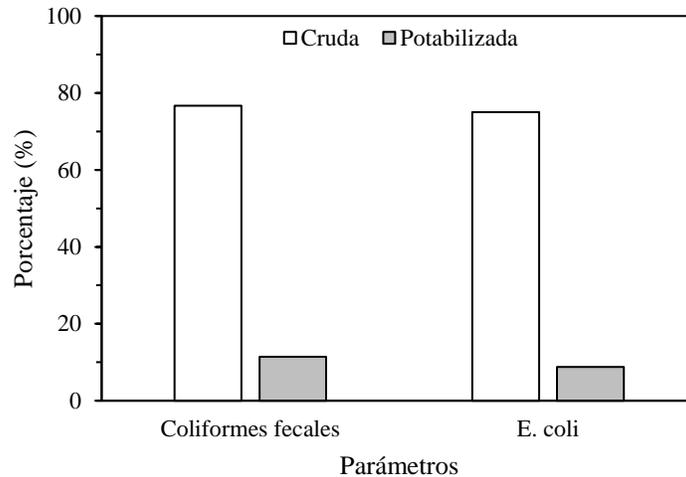


Figura 4.3. Incumplimiento de coliformes fecales y *E. coli* con respecto al reglamento en el agua cruda (N = 60) y potabilizada (N = 228).

Con respecto al cloro residual libre se identificó que el 32% de las muestras de agua potabilizada se encontraron por debajo de 0.3 mg/L, mientras que el 28% superó los 0.6 mg/L (Figura 4.4). Aunado a esto, concentraciones de los desinfectantes menores a las recomendadas podría tener efectos adversos en la inactivación de los microorganismos. Contrariamente, un exceso de desinfectante podría generar un rechazo del recurso por los consumidores (Mora et al., 2018) y propiciar una mayor formación de ciertos SPDs (Montero-Campos et al., 2014). Por otra parte, del total de muestras de agua potabilizada solo el 40% se encontró dentro del rango recomendado de cloro residual libre (i.e., 0.3 – 0.6 mg/L) (Figura 4.4). Algunas causas asociadas a dicha deficiencia en el cumplimiento con el rango recomendado podrían ser: sistemas de desinfección obsoletos, dañados o con una mala operación, tal y como Soto-Córdoba et al. (2016) reportaron para algunos acueductos de Cartago.

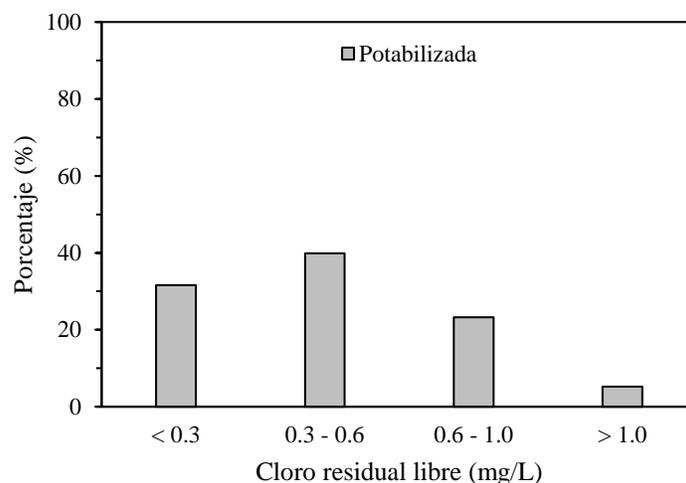


Figura 4.4. Rangos de cloro residual libre en el agua potabilizada (N = 228).

A partir de los resultados de esta sección se logró identificar que la calidad del agua cruda y potabilizada según los parámetros N1 resulta muy buena, debido a que la mayoría de las muestras se encontraron dentro del rango recomendado o por debajo de los VMA. Además, se identificó que los parámetros que podrían generar mayores inconvenientes a la hora de la potabilización son la turbidez, el color aparente y los microbiológicos, ya que en estos fue donde se observó mayor incumplimiento en las muestras de agua cruda. Por otra parte, el color aparente y el cloro residual libre fueron los parámetros que presentaron mayores inconvenientes en el agua potabilizada, presentando porcentajes de incumplimiento del 12 y 60% del total de las muestras, respectivamente.

Por lo tanto, si bien la calidad de las fuentes de abastecimiento se puede considerar como muy buenas, continúan requiriendo de sistemas de potabilización para la remoción de material sólido suspendido y principalmente los parámetros microbiológicos. En las visitas de campo se logró apreciar múltiples configuraciones operacionales (Sección 4.1.1) y su buen funcionamiento resulta fundamental para el cumplimiento del reglamento y el aseguramiento de la calidad del recurso hídrico que se le suministra a la población. En la siguiente sección se discute con mayor detalle sobre los sistemas de potabilización, su efectividad y necesidades identificadas en los acueductos.

4.2 EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD Y NECESIDAD DE LOS SISTEMAS DE POTABILIZACIÓN Y DESINFECCIÓN

4.2.1 Evaluación de la efectividad de los sistemas de potabilización y desinfección

En el análisis de la efectividad de los sistemas de potabilización, se identificó que, de los veinte acueductos, dos (2) contaban con PTAP convencional, cuatro (4) con algún otro tipo de filtración (e.g., filtración lenta, gruesa en capas, FiME), cinco (5) con sedimentador o desarenador y ocho (8) solamente aplicaban desinfección (Apéndice 4, Cuadro A.8.2). Además, en uno de los acueductos se identificó que no aplicaban algún sistema de potabilización, por lo tanto, se excluyó de este análisis. A continuación, se describen los aspectos más importantes en el cumplimiento de los parámetros de turbidez, color aparente, coliformes fecales y *E. coli* en las muestras justo después del sistema de potabilización, es decir en el punto de muestreo 2 (Figura 3.2).

En la sección 4.1.2 se identificó que la turbidez presentó incumplimiento en las muestras de agua cruda únicamente en el 2% de los casos. Dicho escenario se presentó en un acueducto que aplicaba filtración convencional. Como se puede apreciar en la Figura 4.5a, luego de la potabilización, los acueductos con ese sistema de potabilización cumplieron con la norma, por lo tanto, se puede inferir que fueron efectivos para el control de este parámetro. Sin embargo, se identificó que en los acueductos donde se aplican los pretratamientos mediante la sedimentación o desarenadores, una de las muestras justo después de la desinfección no cumplió (Figura 4.5a), por lo tanto, se podría atribuir a alguna fuente de contaminación externa en los tanques de almacenamiento o redes de distribución (Kanakoudis & Tsitsifli, 2017).

En el caso del color aparente el incumplimiento del agua cruda fue mayor, el 23% de las muestras superó las 15 U Pt-Co. En los acueductos donde solamente aplicaban desinfección este parámetro no fue un problema porque tanto las muestras de agua cruda como las de justo después de la potabilización cumplieron con la reglamentación, además, en los sistemas donde utilizaban algún otro tipo de filtración se logró el cumplimiento con la reglamentación en todas las muestras (Figura 4.5b). Sin embargo, el escenario para los acueductos que tenían algún otro sistema de potabilización fue distinto. Según la Figura 4.5b se puede interpretar

que este parámetro presenta retos importantes para los sistemas de potabilización o pretratamientos (e.g., sedimentadores, desarenadores) porque algunas de las muestras luego de estas etapas incumplieron con el reglamento. Este incumplimiento puede indicar un potencial riesgo de formación de SPDs, debido a que un alto color en el agua, principalmente asociado al carbono orgánico natural (e.g., ácidos húmicos) puede generar SPDs (OMS, 2014), lo cual puede repercutir en la salud de los consumidores.

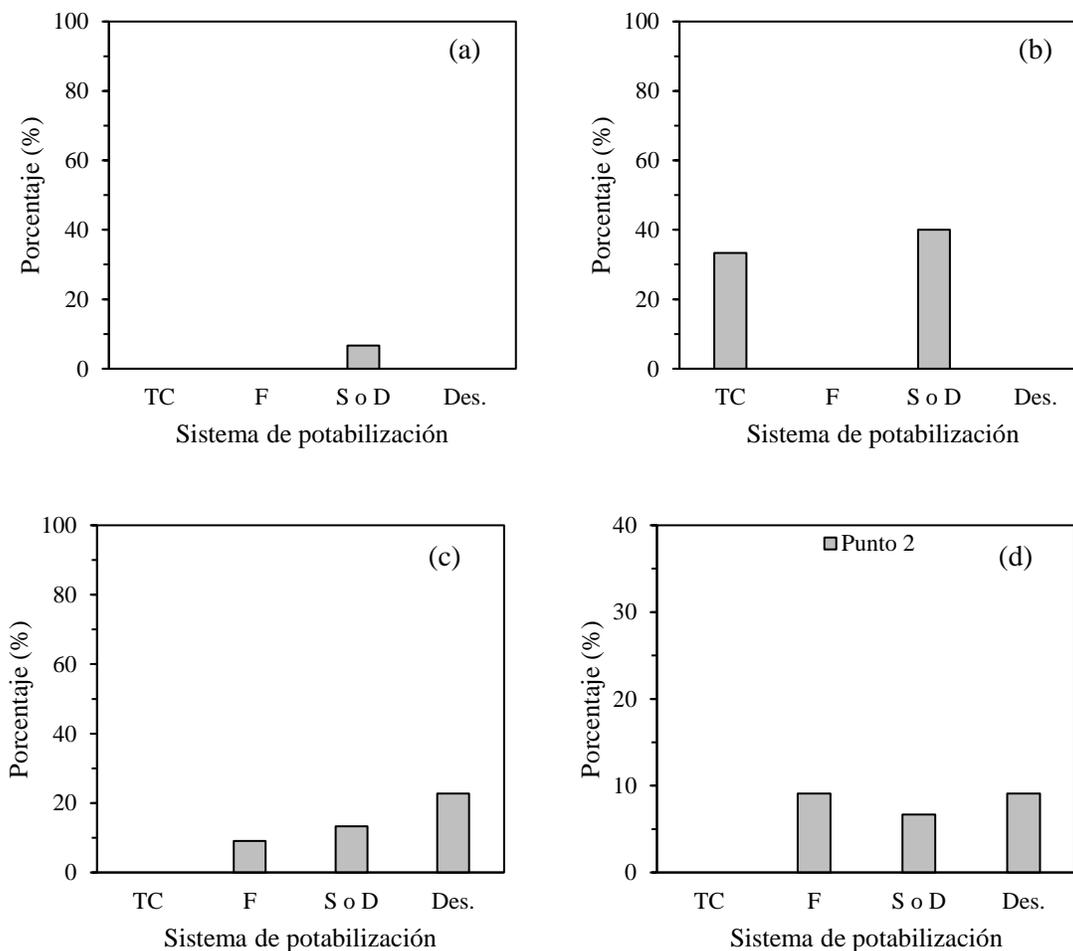


Figura 4.5. Porcentaje de incumplimiento con el reglamento de agua potable para (a) turbidez, (b) color aparente, (c) coliformes fecales y (d) *E. coli* de las muestras justo después de la potabilización según el sistema de potabilización

Nota: Tratamiento convencional y desinfección (FC) (N = 6), Otro tipo de filtración (e.g., filtración lenta, gruesa en capas, FiME) y desinfección (F) (N = 11), Sedimentadores o desarenadores y desinfección (S o D) (N = 15), Desinfección (Des.) (N = 22).

En el caso de coliformes fecales y *E. coli*, presentaron un alto nivel de incumplimiento de la norma en el agua cruda, como se mostró en la sección 4.1.2. Los acueductos con filtración convencional presentaron muy buena efectividad para el control de estos parámetros, ya que

todas las muestras luego de la potabilización cumplieron (Figura 4.5c,d). No obstante, para los demás sistemas aún después del sistema de potabilización algunas muestras continuaron presentando incumplimiento. Por lo tanto, los resultados sugieren que para estos sistemas los parámetros microbiológicos presentan retos en cuanto a su control.

En conclusión, se logró identificar incumplimiento de algunas de las muestras justo después de la potabilización en los parámetros de turbidez, color aparente, coliformes fecales y *E. coli*. Por lo tanto, resulta importante que los acueductos evalúen si se debe a situaciones ocasionales o si responden a cambios naturales de las fuentes de abastecimiento y deficiencias en los sistemas de potabilización. En dado caso, es importante que la administración de los acueductos identifique las acciones que pueden tomar para que el agua que se le suministra a la población cumpla con la reglamentación vigente. Algunos ejemplos de acciones son: utilización de otras fuentes de abastecimiento, mejoras en el mantenimiento y operación de los sistemas de potabilización y desinfección y la implementación de nuevas unidades de potabilización que se ajusten a la calidad de las fuentes de abastecimiento.

4.2.2 Evaluación de la necesidad de los sistemas de potabilización y desinfección

En la evaluación de la necesidad de los sistemas de potabilización y desinfección se clasificaron los acueductos en tres grupos según el tipo de fuente de abastecimiento que utilizaban. Para el caso de los acueductos que requerían mejoras en sus sistemas, en el Cuadro 4.3 se presentan los valores máximos para turbidez, color aparente, COT y *E. coli*. Además, se presenta la configuración de potabilización que tenían los acueductos durante la visita y el recomendado. Para el caso de los acueductos en donde el sistema de potabilización se encontraba acorde a la calidad del agua cruda la información se presenta en el Apéndice 5 (Cuadro A.8.3, Cuadro A.8.4, Cuadro A.8.5).

Cuadro 4.3. Recomendaciones de sistemas de potabilización según los parámetros de turbidez, color aparente, COT y *E. coli* del agua cruda en los sistemas que requieren mejoras.

Acueducto	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	COT (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Sistema de potabilización	
					Actual	Recomendado
ASAMAT ¹	1.67	9.27	2.76	< 1.1*	Ca (ClO) ₂	FDD + Ca (ClO) ₂
ASAPIT ²	3.16	25.54	2.62	350.0	S + Ca (ClO) ₂	FDD + Ca (ClO) ₂
ASATOB ²	4.62	32.00	0.96	130	D + Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂
ASAHIGG ²	1.18	8.33	0.47	240.0	Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂
ASAACU ³	3.08	27.56	3.26	>1600.0	FL + Ca (ClO) ₂	FDD + Ca (ClO) ₂
ASAGUA ³	2.11	26.33	1.07	79.0	S + Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂
ASARIN ³	0.71	10.78	1.33	130.0	D + NaClO <i>in situ</i>	FL + NaClO <i>in situ</i>
ASAACUCEN ³	2.95	27.83	1.12	920.0	S + Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂
ASAHAT ³	2.19	13.24	0.78	170.0	ST	FL + Ca (ClO) ₂

Nota: Filtración Directa Descendente (FDD), Filtración Lenta (FL), Sedimentador (S), Desarenador (D), Sin sistema de potabilización (ST), Pastilla de hipoclorito de calcio (Ca(ClO)₂), Electrólisis (NaClO *in situ*), Disolución de hipoclorito de sodio (NaClO). ^a Promedio, ^b Desviación estándar, ^c Rango, * Límite de detección. ¹ subsuperficiales, ² mixtas, ³ superficiales.

En los acueductos que empleaban fuentes subsuperficiales se encontró que en la mayoría de los casos la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento justificaba la aplicación exclusiva de desinfección (Apéndice 5, Cuadro A.8.3). Sin embargo, en uno de los acueductos (ASAMAT) se presentó un caso atípico en donde el valor máximo de COT fue 2.76 mg/L, por lo tanto, es recomendable que el acueducto monitoree este parámetro para que se determine si resultó de una situación en particular, existió alguna alteración en la captación o si la naturaleza de la fuente de abastecimiento cambió. En dado caso que la naturaleza de la fuente de abastecimiento cambió, es recomendable aplicar un sistema de potabilización como filtración directa descendente para que se reduzca la carga de MON (Cuadro 4.3).

Por otra parte, para el caso de acueductos que utilizaban fuentes mixtas es importante destacar que cuentan con la ventaja de poder dosificar la captación del agua según sea la calidad de las fuentes de abastecimiento. Es decir, si cuentan con varias fuentes subsuperficiales y superficiales, en época lluviosa cuando es común que la calidad de las fuentes superficiales

se deteriore, pueden trabajar únicamente con fuentes subsuperficiales, siempre y cuando el caudal requerido por la población sea suficiente. No obstante, los acueductos deben estar preparados por el posible deterioro de la calidad de las fuentes de abastecimiento, por lo tanto, es necesario que los sistemas de potabilización se adecuen a esta situación. Respecto a la necesidad de los sistemas de potabilización y desinfección en estos acueductos, en dos casos se logró comprobar que la calidad del agua cruda se adecuaba al sistema de potabilización (Apéndice 5, Cuadro A.8.4). Para el caso de los acueductos ASAPIT, ASATOB y ASAHIG se encontró que los sistemas de potabilización podrían tener inconvenientes en cuanto a la capacidad para remover parámetros como color y COT, por lo tanto, la filtración lenta o directa descendente podrían ser adecuados (Cuadro 4.3).

Finalmente, en los acueductos que utilizaban fuentes superficiales, en ASAACU se identificó una muestra de agua cruda con un valor de COT de 3.26 mg/L, lo cual supera el valor recomendado para la filtración lenta (i.e., 2.5 mg/L). Por lo tanto, en este acueducto podrían implementar filtración directa descendente para propiciar la remoción de MON (Cuadro 4.3). Por otra parte, cuatro de los acueductos utilizaban sistemas de potabilización poco robustos para la remoción de color y MON (ASAGUA, ASARIN, ASAACUCEN, ASAHAT). Lo anterior es preocupante en la formación de SPDs porque esta situación puede significar un potencial riesgo a la formación de estos compuestos si se realiza la desinfección sin bajar la carga de MON (Reckhow & Singer, 2011). Por lo tanto, un sistema de potabilización como la filtración lenta y desinfección podrían ser adecuados (Cuadro 4.3).

En conclusión, se identificó que, de los 20 sistemas, 11 contaban con un sistema de potabilización acorde con la calidad del agua cruda y las recomendaciones reportadas en la literatura (Apéndice 5, Cuadro A.8.3, Cuadro A.8.4, Cuadro A.8.5). No obstante, se detectó que 9 deberían implementar un sistema más robusto en comparación al que tenían a la fecha del estudio (Cuadro 4.3). Cabe destacar que, si bien en la literatura se reporta que la caracterización de las fuentes de abastecimiento es una herramienta para realizar una selección preliminar de los sistemas de potabilización requeridos, la caracterización de las fuentes debe realizarse en un periodo de tiempo y con una frecuencia en la cual ocurran variaciones cíclicas, por ejemplo, mínimo tres años (Hendricks, 2010). Dado que en esta investigación se realizó únicamente 3 campañas de muestreo, es pertinente que se realicen

muestreos con mayor frecuencia y en un periodo de tiempo más amplio, para que se generen datos más precisos sobre la naturaleza de las fuentes de abastecimiento.

4.3 CALIDAD DEL AGUA SEGÚN PARÁMETROS DE MON Y THMs

4.3.1 Calidad del agua según parámetros de MON y THMs

Todas las muestras de agua cruda se encontraron dentro de los rangos típicos de COT y UV 254 e inclusive en algunas ocasiones fueron menores (Cuadro 4.4). Se reporta que en fuentes superficiales el COT se encuentra entre 1.5 a 20 mg/L, mientras que en fuentes subsuperficiales entre 0.5 a 2 mg/L, además, para UV 254 en fuentes de distintos orígenes los valores se encuentran entre 0.07 a 0.3 1/cm (Edzwald & Tobiason, 2011). En el caso del agua potabilizada solamente el 4% de las muestras superaron el valor recomendado de COT previo a la desinfección (i.e., 2 mg/L) (EPA, 2012), y los casos que superaron el valor recomendado se puede asociar a la ausencia o deficiencias en los sistemas de potabilización en cuanto al control de MON.

Las bajas concentraciones de MON en la mayoría de muestras de agua cruda tiene efectos positivos en los sistemas de potabilización, ya que la remoción de la MON implica mayor complejidad en los procesos unitarios (OMS, 2014). Además, muchos de los compuestos que conforman la MON resultan los principales precursores de SPDs, por lo tanto, entre menor sea su concentración, menor será el riesgo de formación de estos compuestos (Crittenden et al., 2012). También, se identificó que el COT en el agua cruda y potabilizada, en su mayoría, estaba conformado por COD, lo cual se asemeja a lo reportado por Edzwald y Tobiason (2011), los cuales indican que en algunas ocasiones el COD representa entre el 90 al 99% del COT. Lo anterior resulta positivo porque se puede inferir una concentración baja de COP y, según los autores citados anteriormente, este parámetro se asocia a la presencia de virus, bacterias, algas y otra materia vegetal.

Los valores de SUVA presentaron fluctuaciones importantes entre los acueductos y no se identificó un patrón según el tipo de fuente, en el agua cruda y potabilizada los valores se encontraron entre 0.15 a 13.50 y 0.15 a 14.06 L/mg·m, respectivamente (Cuadro 4.4). Por otra parte, en 11 acueductos el promedio de este parámetro en el agua cruda se encontró por debajo de 4 L/mg·m, mientras que en el agua potabilizada este escenario se presentó en 10

acueductos. Lo anterior cobra importancia porque en los acueductos donde el SUVA fue mayor a 4 L/mg·m, la MON probablemente se componía de compuestos con enlaces dobles entre carbonos, sitios donde los desinfectantes pueden reaccionar y generar SPDs (Reckhow & Singer, 2011).

Cuadro 4.4. Parámetros de materia orgánica natural y trihalometanos del agua cruda y potabilizada en los acueductos.

Parámetros	Cruda (N = 60)	Potabilizada (N = 228)	VA	VMA
COT (mg/L)	0.77 ^a ± 0.59 ^b 0.19 – 3.26 ^c	0.68 ± 0.62 0.16 – 4.81	N.A.	N.A.
DOC (mg/L)	0.71 ± 0.58 0.10 – 3.30	0.66 ± 0.64 0.10 – 4.74	N.A.	N.A.
UV 254 (1/cm)	0.0194 ± 0.0205 0.0011 – 0.1042	0.0136 ± 0.0147 0.0004 – 0.0861	N.A.	N.A.
SUVA (L/mg·m)	2.75 ± 2.14 0.15 – 13.50	2.28 ± 1.82 0.15 – 14.06	N.A.	N.A.
CHCl ₃ (µg/L)	1.35 ± 3.95 < 0.20* – 22.60	10.60 ± 13.86 < 0.20* – 76.40	N.A.	200
CHBrCl ₂ (µg/L)	0.19 ± 0.47 < 0.06* – 3.31	1.89 ± 2.13 < 0.06* – 13.18	N.A.	60
CHBr ₂ Cl (µg/L)	0.14 ± 0.16 < 0.07* – 0.91	0.90 ± 1.43 < 0.07* – 9.84	N.A.	100
CHBr ₃ (µg/L)	0.71 ± 2.92 < 0.06* – 20.60	0.90 ± 2.37 < 0.06* – 20.50	N.A.	100
TTHM (µg/L)	2.29 ± 5.78 < 0.20* – 31.61	14.26 ± 15.23 < 0.20* – 91.31	N.A.	80

Nota: ^a Promedio, ^b Desviación estándar, ^c Rango, * Límite de detección, No Aplica (N.A.).

Con respecto a los THMs, en la mayoría de las muestras de agua cruda las concentraciones se encontraron por debajo de los límites de detección y en ninguno de los casos superaron el VMA (Cuadro 4.4). Las concentraciones de THMs encontradas en el agua cruda se podrían asociar a la actividad microbiológica en los cuerpos de agua, como se han reportado en otras investigaciones (Huber et al., 2009; Hütteroth et al., 2007). En el caso del agua potabilizada todas las muestras cumplieron con el VMA para cada THM, sin embargo, a la hora de contemplarlos como TTHMs (i.e., la sumatoria de los cuatro trihalometanos) se encontró que dos muestras superaron el valor de 80 µg/L recomendado por la US EPA (US EPA, 1998). Los escenarios donde se presentaron dichos incumplimientos fueron en acueductos que utilizaban fuentes superficiales, además, en uno utilizaban FiME y en el otro filtración convencional y en ambos desinfectaban con pastillas de hipoclorito de calcio.

En el acueducto Romacri (ASAROM) una de las muestras del tanque de almacenamiento presentó 82.33 μg TTHM/L, mientras que en La Unión (ASAUNI) en una de las muestras al final de la red de distribución se encontró una concentración de 91.31 μg TTHM/L. En ambos escenarios los valores de COT se encontraron por debajo de los 2 mg/L recomendados para evitar la formación de THMs (EPA, 2012). En cuanto a la composición de la MON en esas muestras el SUVA se encontró entre 2 a 4 L/mg·m, lo cual sugiere que se conformaba por compuestos alifáticos de bajo peso molecular y aromáticos de alto peso molecular, los cuales resultan de mayor preocupación en la formación de THMs (Reckhow & Singer, 2011). El cloro residual libre en ambos casos superó el rango recomendado, por lo que se podría inferir que en estos acueductos la dosificación de cloro fue alta y esto pudo aumentar el riesgo de formación de THMs. Otro de los aspectos importante por destacar son los altos tiempos de residencia que se dan en algunas ocasiones en los tanques de almacenamiento, como pudo haber sido el caso de ASAROM. Relacionado a esto, Araya-Obando (2012) reportó que el cloro presenta un decaimiento acelerado en las primeras horas de haber sido aplicado, seguido por una etapa de reacción más lenta, por lo tanto, se podría inferir que muchas de las reacciones entre el cloro y demás compuestos que dan origen a los THMs se dan en los tanques de almacenamiento con altos tiempos de residencia.

En cuanto a la especiación de los THMs, el cloroformo fue la especie dominante, representando el 62% de los TTHMs en el agua potabilizada (Figura 4.6). Sérodes et al. (2003) reportaron para varios sistemas en Canadá resultados similares para agua potabilizada, el cloroformo representó de los TTHMs entre el 58 al 95% en varios sistemas de abastecimiento de agua potable. La dominancia de cloroformo se puede asociar a bajas concentraciones de ion bromuro en el agua (Kurajica et al., 2020). Desde el punto de vista toxicológico esto resulta positivo porque se ha demostrado que los THMs bromados tienden a ser más cancerígenos en comparación a sus análogos clorados (Hua et al., 2006).

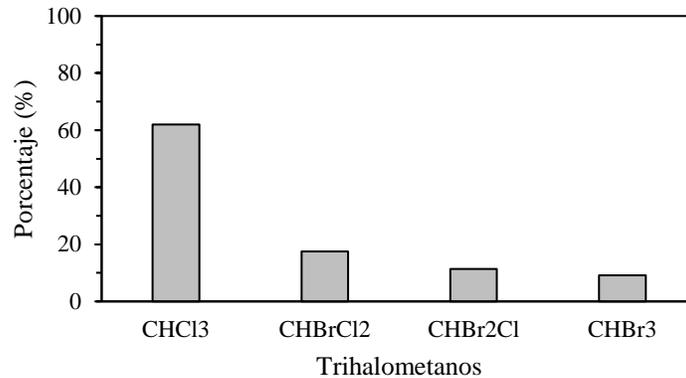


Figura 4.6. Composición promedio de los trihalometanos totales en las muestras de agua potabilizada.

En resumen, en esta sección se logró identificar que la mayoría de las muestras de agua cruda sugieren que la calidad de las fuentes de abastecimiento se puede considerar muy buenas según su contenido de MON, además como era de esperarse, las concentraciones de THMs en el agua cruda fueron muy bajas. Por otra parte, la calidad del agua respecto a su contenido de MON se mantuvo luego de los sistemas de potabilización, no obstante, las concentraciones de THMs aumentaron considerablemente en el agua potabilizada. Si bien la concentración de THMs aumentó en comparación al agua cruda, ninguna de las muestras superó los VMA que se indica en el reglamento de Costa Rica. No obstante, dos muestras superaron el valor recomendado por la US EPA para TTHMs. Algunos factores que pudieron influir en su formación fueron: la concentración de MON, la dosis de cloro y los tiempos de residencia, no obstante, se requiere mayor investigación para identificar específicamente cuales fueron las razones.

4.3.2 Variación espacial de la MON y TTHM

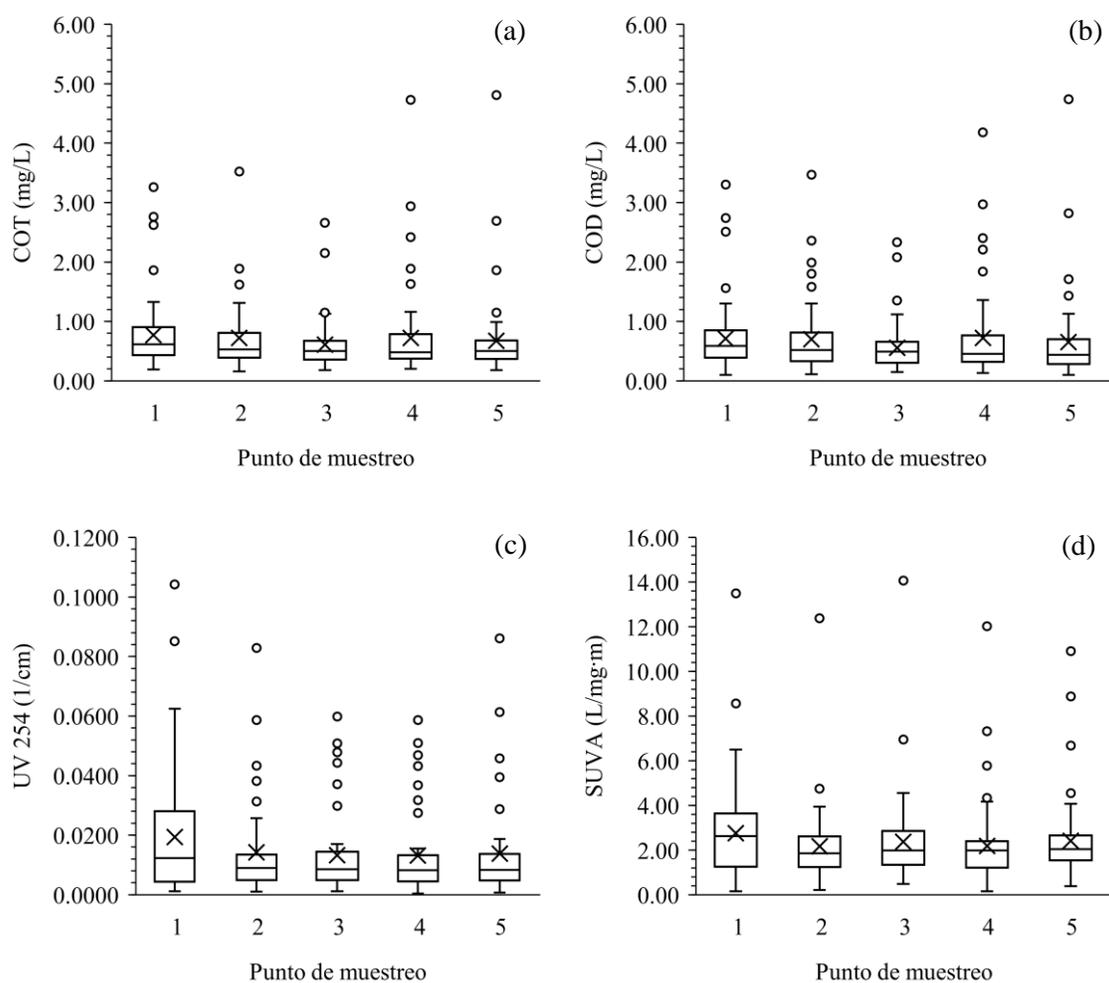
Los parámetros de MON no presentaron fluctuaciones importantes entre el agua cruda y potabilizada (Figura 4.7a-d), a pesar de que típicamente el agua cruda presenta concentraciones significativamente mayores (Reckhow & Singer, 2011). Lo anterior pone en evidencia que la calidad de los cuerpos de agua que utilizaban los acueductos se puede considerar muy buena. Contrariamente, sí se detectó una diferencia significativa para los TTHMs entre el agua cruda y potabilizada (valor $p < 0.05$) (Cuadro 4.5). Lo anterior es esperable debido a que los THMs se originan cuando el cloro reacciona con la materia orgánica e inorgánica del agua cruda, la cual se potabiliza con desinfección (Crittenden et al.,

2012). Cabe destacar que entre los diferentes puntos de muestreo del agua potabilizada no se detectaron variaciones importantes en todos los parámetros (Figura 4.7a-e). Por lo tanto, se podría inferir que para los TTHMs los tiempos de residencia en las redes de distribución estudiadas no generaron cambios sustanciales en la concentración, lo cual se puede atribuir a que la mayoría de los sistemas evaluados presentaban redes de distribución cortas.

Cuadro 4.5. Análisis de varianza para COT, DOC, UV 254, SUVA y TTHM en los puntos de muestreo.

Parámetro	Prueba de Kruskal-Wallis	Prueba de Dunn entre los puntos de muestreo			
		1 - 2	1 - 3	1 - 4	1 - 5
		Valor <i>p</i>			
COT	0.317	1.000	0.806	1.000	0.809
COD	0.237	1.000	0.582	1.000	0.456
UV 254	0.593	1.000	1.000	1.000	1.000
SUVA	0.241	0.587	1.000	0.342	1.000
TTHM	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*

Nota: * 95% nivel de confianza (valor $p < 0.05$).



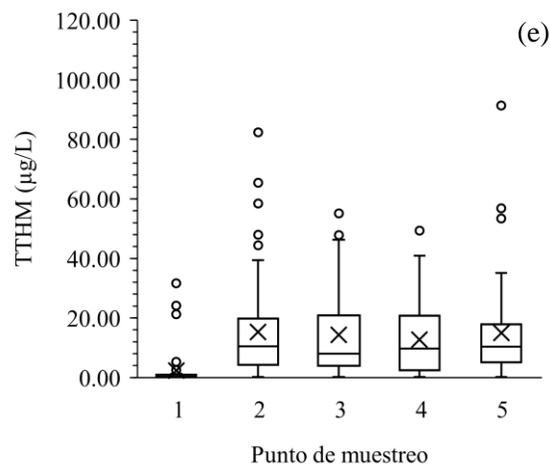


Figura 4.7. Variación de (a) COT, (b) COD, (c) UV 254, (d) SUVA y (e) TTHM en los puntos de muestreo.

Nota: la equis (x) indica el promedio para el total de datos.

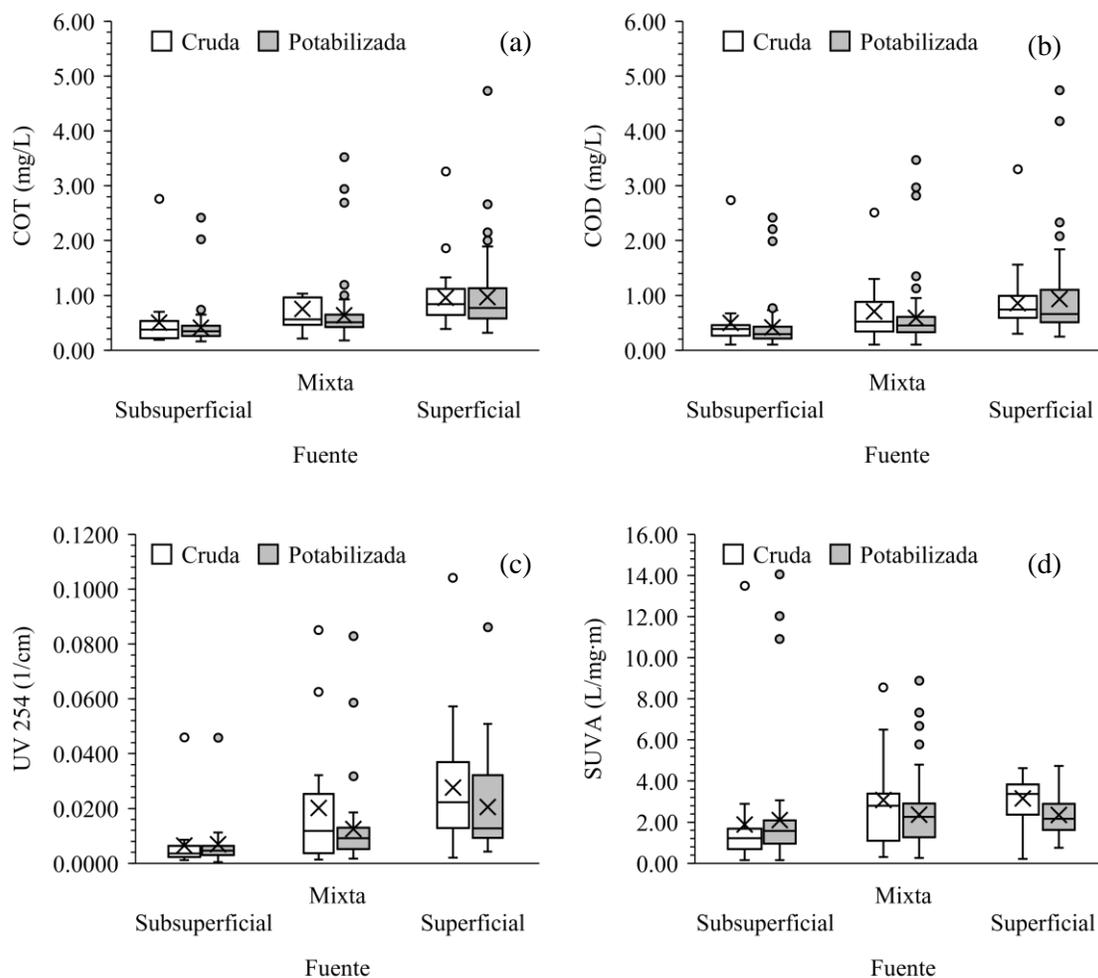
4.3.3 Variación de la MON y TTHM según el tipo de fuente

En el agua cruda se detectaron diferencias significativas entre las fuentes subsuperficiales y superficiales en COT, COD, UV 254 y SUVA (valor $p < 0.05$) (Cuadro 4.6). Las fuentes superficiales presentaron en promedio concentraciones mayores en comparación a las fuentes mixtas y subsuperficiales (Figura 4.8a-d). Esto es esperable debido a que se reporta que las fuentes superficiales tienden a estar más expuestas a la escorrentía, actividad biológica y descargas de origen antropogénico (Mora et al., 2018). Por otra parte, en el agua potabilizada se detectaron diferencias significativas entre todos los tipos de fuentes para los parámetros de COT, COD, UV 254 y SUVA (valor $p < 0.05$) (Cuadro 4.6). Esto se puede atribuir tanto a los sistemas de potabilización y su operación, como a la calidad de los cuerpos de agua que se utilizan en cada sistema. Además, se detectó diferencia significativa en TTHMs entre fuentes subsuperficiales y superficiales (valor $p < 0.05$) (Cuadro 4.6), siendo las superficiales las que tendieron a presentar concentraciones mayores (Figura 4.8e). Lo anterior se puede asociar a que las fuentes superficiales presentaron en muchos casos concentraciones de COT y COD mayores, por lo tanto, la probabilidad de formación de THMs pudo ser mayor.

Cuadro 4.6. Análisis de varianza para COT, COD, UV 254, SUVA y TTHM en el agua cruda y potabilizada con respecto al tipo de fuente.

Parámetro	Tipo de agua	Prueba de Kruskal-Wallis	Prueba de Dunn entre los tipos de fuentes		
			Mixta-Subsuperficial	Mixta-Superficial	Subsuperficial-Superficial
Valor <i>p</i>					
COT	Cruda	< 0.001*	0.056	0.244	< 0.001*
	Potabilizada	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*
COD	Cruda	< 0.001*	0.152	0.258	< 0.001*
	Potabilizada	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*
UV 254	Cruda	< 0.001*	0.046	0.173	< 0.001*
	Potabilizada	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*	< 0.001*
SUVA	Cruda	< 0.001*	0.052	0.592	< 0.001*
	Potabilizada	< 0.001*	0.002*	1.000	< 0.001*
TTHM	Cruda	0.290	0.506	0.466	1.000
	Potabilizada	< 0.001*	0.369	0.051	< 0.001*

Nota: * 95% nivel de confianza (valor *p* < 0.05).



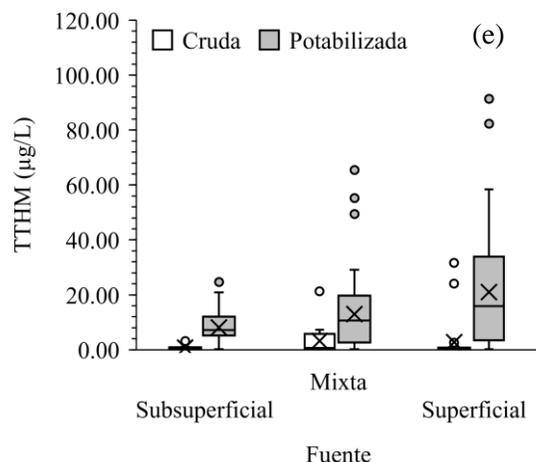


Figura 4.8. Impacto de la fuente de agua en (a) COT, (b) COD, (c) UV 254, (d) SUVA y (e) TTHM.

Nota: la equis (x) indica el promedio para el total de datos.

4.3.4 Variación estacional de la MON y TTHM

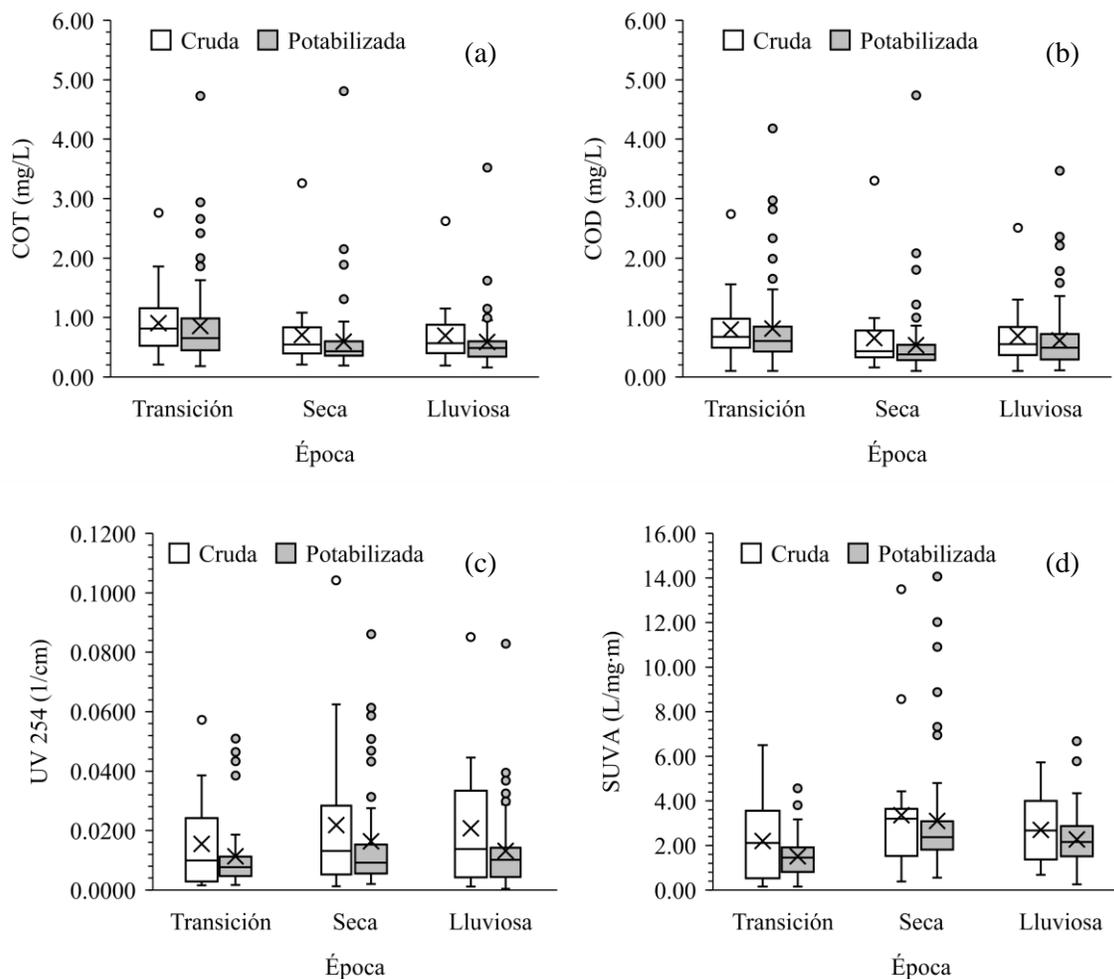
Los valores de COT, COD, UV 254, SUVA y TTHM se comportaron de forma semejante en el agua cruda a lo largo de las distintas épocas (Figura 4.9), aunado a esto, mediante la prueba de Kruskal Wallis se identificó que no se contó con suficiente evidencia para asegurar una diferencia significativa (valor $p > 0.05$) (Cuadro 4.7). En contraste, otros investigadores detectaron diferencias importantes en el contenido de la MON en el agua cruda entre el verano e invierno, y lo asociaron a los cambios de temperatura en el agua y su influencia en el decaimiento de material vegetal (Kumari & Gupta, 2015). La contraposición de las observaciones de esta investigación y los autores citados se puede atribuir a que la temperatura en Costa Rica no cambia tan drásticamente entre las distintas épocas (i.e., 15.8 – 26.6 °C para el caso de esta investigación) como en países donde llegan a presentarse temperaturas bajo cero.

Por otra parte, en el agua potabilizada se detectaron diferencias significativas en los parámetros de COT, COD, SUVA y TTHM entre algunas de las épocas (Cuadro 4.7). Particularmente, entre época seca y lluviosa los valores de estos parámetros se asemejaron entre sí (Figura 4.9), y al realizar la prueba de Dunn se identificó que las diferencias significativas se encontraban entre la época de transición y la época seca o lluviosa (valor $p < 0.05$) (Cuadro 4.7). Por lo tanto, las fluctuaciones se podrían asociar a cuestiones particulares de cada acueducto como la operación y mantenimiento de los sistemas y la calidad de las fuentes de abastecimiento, y no a las épocas climáticas.

Cuadro 4.7. Análisis de varianza para COT, COD, UV 254, SUVA y TTHM en el agua cruda y potabilizada con respecto a la época.

Parámetro	Tipo de agua	Prueba de Kruskal-Wallis	Prueba de Dunn entre épocas		
			Seca-Lluviosa	Seca-Transición	Lluviosa-Transición
Valor- <i>p</i>					
COT	Cruda	0.155	1.000	0.271	0.298
	Potabilizada	< 0.001*	1.000	< 0.001*	0.002*
COD	Cruda	0.222	1.000	0.256	0.880
	Potabilizada	< 0.001*	0.279	< 0.001*	0.027*
UV 254	Cruda	0.682	1.000	1.000	1.000
	Potabilizada	0.266	1.000	0.339	0.815
SUVA	Cruda	0.312	1.000	0.458	0.718
	Potabilizada	< 0.001*	0.316	< 0.001*	< 0.001*
TTHM	Cruda	0.012	0.015	1.000	0.084
	Potabilizada	< 0.001*	1.000	< 0.001*	< 0.001*

Nota: * 95% nivel de confianza (valor *p* < 0.05).



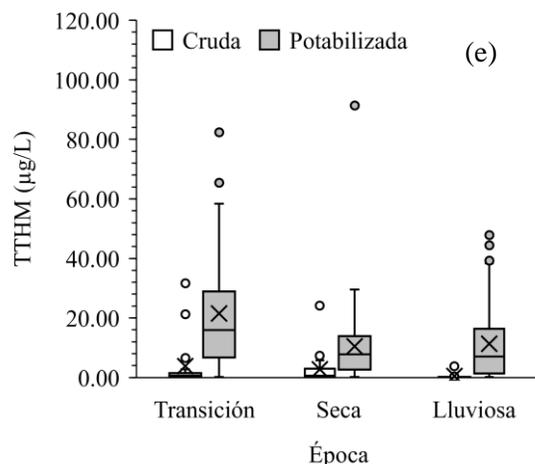


Figura 4.9. Variación estacional en el agua cruda y potabilizada respecto a (a) COT, (b) COD, (c) UV 254, (d) SUVA y (e) TTHM.

Nota: la equis (x) indica el promedio para el total de datos.

En conclusión, se logró comprobar que la calidad de las fuentes de abastecimiento es muy buena según los parámetros de MON debido a que no se logró identificar una diferencia significativa entre las concentraciones del agua cruda y el agua potabilizada. Además, se identificó que las concentraciones de THMs se mantienen constantes a lo largo de las redes de distribución, y que el tiempo de residencia pareciera no cumplir un papel importante. No obstante, según se observó en otras investigaciones (Mukundan & Van Dreason, 2014; Semerjian et al., 2009) vale la pena indagar más sobre esta variables para comprender mejor su influencia en la formación de THMs en los acueductos rurales de Costa Rica. También, se detectó que los tipos de fuentes de abastecimiento determinan una diferencia en la calidad del agua cruda y potabilizada según los parámetros de MON, y las fuentes superficiales parecen ser las que presentan mayores concentraciones. Finalmente, se identificó que las épocas climáticas no generan una variación importante en los parámetros de MON y THMs, como sí se ha reportado en otras investigaciones (Babaei et al., 2015; Shahi et al., 2020), lo cual se puede atribuir a que la temperatura no presenta fluctuaciones importantes durante todo el año y que las precipitaciones parecieran no afectar significativamente la calidad de las fuentes de abastecimiento en los acueductos evaluados.

4.4 MODELOS DE PREDICCIÓN DE TTHM EN LA RED DE DISTRIBUCIÓN

4.4.1 Correlación de las variables independientes con TTHMs

La prueba estadística de Anderson – Darling para evaluar la normalidad de los datos (Ryan, 2007) mostró que la variable dependiente (concentraciones de TTHMs) y la mayoría de variables independientes presentaron una distribución no normal en todos los escenarios (valor $p < 0.05$) (Apéndice 7, Cuadro A.8.9). Esto es esperable debido a que los datos provienen de acueductos con características operacionales distintas. Los datos tendieron a presentar una distribución positivamente sesgada o “positively skewed distribution”, la cual se caracteriza por tener gran cantidad de datos en los valores bajos del parámetro en comparación a los mayores. Por lo tanto, para evaluar la correlación entre las variables se utilizó la prueba no paramétrica de Spearman (Kurajica et al., 2020).

La temperatura y pH mostraron una correlación débil y no significativa en todos los escenarios (valor $p > 0.05$, $r_s < 0.3$) (Cuadro 4.8). Esto difiere a lo reportado por Al-Tmemy et al. (2018) para el agua potabilizada de cinco sistemas de potabilización en Irak, donde encontraron correlaciones moderadas y significativas para los dos parámetros. Dicho fenómeno, según los autores, se puede atribuir a que un aumento en la temperatura tiende a aumentar la tasa de reacción entre la materia orgánica y el cloro, además, la concentración de TTHMs aumenta con el pH debido a que muchas reacciones de hidrólisis, que se dan en medio básico, promueven su formación.

La turbidez presentó una correlación débil en todos los escenarios ($r_s < 0.3$) y significativa (valor $p < 0.05$) solamente en el escenario donde se contemplaron todos los datos (escenario 1) y en el de agua superficial (escenario 4) (Cuadro 4.8). Tsitsifli y Kanakoudis (2020) reportaron una correlación aún mayor entre la turbidez y TTHMs ($r = 0.553$) para dos sistemas de potabilización que utilizaban fuentes de agua superficiales. Con respecto al color aparente, una correlación baja positiva y significativa se encontró en el escenario 3 (i.e., fuentes mixtas), en los demás, la correlación no fue significativa (Cuadro 4.8). Abdel et al. (2014) reportaron coeficientes de correlación de Pearson entre THMs y color entre 0.87 a 0.93 para el agua potabilizada de cuatro sistemas de potabilización en Egipto.

El cloro residual libre presentó una correlación significativa en los escenarios 1, 2 (i.e., fuentes subsuperficiales) y 3 (Cuadro 4.8). Además, la correlación fue moderada positiva en todos los escenarios. Contrariamente, algunos autores reportaron correlaciones negativas entre este parámetro y TTHMs (Feungpean et al., 2015; Kumari & Gupta, 2015). La diferencia en las correlaciones se puede atribuir a la difusión radial y al consumo del cloro en las redes de distribución mientras se da la formación de THMs (Kumari & Gupta, 2015). Sin embargo, similar al presente estudio, correlaciones positivas y significativas se pueden atribuir a la covarianza de los parámetros operacionales o estar asociada con las interacciones entre los parámetros (Salam et al., 2020).

Cuadro 4.8. Correlación entre TTHM y algunas variables en cada escenario.

Variable	Estadístico	Escenario 1 (N = 216)	Escenario 2 (N = 70)	Escenario 3 (N = 79)	Escenario 4 (N = 67)
Temperatura	Correlación Spearman	0.042	-0.072	-0.051	0.150
	Valor <i>p</i>	0.548	0.568	0.654	0.242
pH	Correlación Spearman	-0.010	-0.034	0.108	-0.065
	Valor <i>p</i>	0.884	0.785	0.347	0.613
Turbidez	Correlación Spearman	0.146*	0.050	-0.182	0.321*
	Valor <i>p</i>	0.036	0.687	0.111	0.010
Color aparente	Correlación Spearman	0.135	0.189	-0.275*	0.164
	Valor <i>p</i>	0.058	0.128	0.023	0.199
Cloro residual libre	Correlación Spearman	0.392*	0.432*	0.489*	0.220
	Valor <i>p</i>	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.083
COT	Correlación Spearman	0.454*	0.330*	0.389*	0.325*
	Valor <i>p</i>	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.009
COD	Correlación Spearman	0.492*	0.366*	0.430*	0.370*
	Valor <i>p</i>	< 0.001	0.003	< 0.001	0.003
UV 254	Correlación Spearman	0.337*	0.224	0.113	0.357*
	Valor <i>p</i>	< 0.001	0.071	0.325	0.004
SUVA	Correlación Spearman	0.014	-0.109	-0.256*	0.104
	Valor <i>p</i>	0.842	0.386	0.024	0.417

Nota: * correlación significativa (valor *p* < 0.05).

Con respecto a los parámetros asociados a la MON, COT y COD presentaron una correlación moderada positiva ($0.3 < r_s < 0.7$) y significativa (valor *p* < 0.05) en todos los escenarios (Cuadro 4.8), lo cual coincide con los valores de correlación reportados por varios autores entre 0.47 a 0.57 (Kumari & Gupta, 2015; Shahi et al., 2020). Considerando que el cloro reacciona con la MON para generar THMs, la tendencia resulta en que conforme aumenta el COT y COD, la concentración de THMs aumenta, siempre y cuando se encuentre disponible suficiente cloro residual libre (Kumari & Gupta, 2015). También, se encontró que el UV 254 presentó una correlación moderada positiva y significativa en los escenarios 1 y 4, sin

embargo, en los otros escenarios la correlación fue débil positiva y no significativa (valor $p > 0.05$) (Cuadro 4.8). Similarmente, correlaciones moderadas positivas y significativas fueron reportadas por otros investigadores para UV 254 y THMs (Kumari & Gupta, 2015; Semerjian et al., 2009). Finalmente, el SUVA solamente presentó una correlación significativa, pero débil negativa en el escenario 3 (Cuadro 4.8). Otros estudios reportaron una correlación débil negativa para SUVA, pero no significativa (Babaei et al., 2015).

En esta sección se logró identificar que los resultados de correlación en algunas ocasiones coinciden con los reportados por otros autores, y en otros casos difieren. Sin embargo, los parámetros de COT, COD, cloro residual libre y UV 254 presentaron la mayor correlación con los TTHMs, tal y como se reporta en la literatura. Por lo tanto, estos parámetros resultan prometedores para incluirlos en los modelos, además que varios autores los han utilizado a la hora de generar modelos de predicción de TTHMs (Al-Tmemy et al., 2018; Salam et al., 2020; Shahi et al., 2020) (Anexo 4, Cuadro A.9.14).

4.4.2 Formulación y evaluación de los modelos de predicción

En el escenario 1 el modelo 1 presentó un R^2 de 0.492 y los menores valores de SE y MSE (Cuadro 4.9). No obstante, al evaluar los supuestos estadísticos se identificó incumplimiento de la varianza constante (Apéndice 8, Figura A.8.2a). Por lo tanto, se utilizó una transformación (i.e., raíz cuadrada) en la variable dependiente para estabilizar la varianza (Pardoe, 2012), dando como resultado el modelo 2. Al comparar este modelo con los demás, este se seleccionó como el mejor debido a que presentó los menores resultados de SE y MSE, y aunque el R^2 fue menor en comparación al modelo 3, los valores de SE y MSE resultaron considerablemente menores.

Por otra parte, en el escenario 2 el modelo 6 presentó valores de SE y MSE levemente mayores al modelo 5, sin embargo, el R^2 resultó el mayor (Cuadro 4.9). Por tal motivo se seleccionó el modelo 6 como el mejor para este escenario. Seguidamente, en el escenario 3 el modelo 9 presentó el R^2 mayor, no obstante, en comparación al modelo 8 los valores de SE y MSE fueron considerablemente mayores. Por lo tanto, para este escenario el modelo 8 fue seleccionado como el mejor. Por último, en el escenario 4 el modelo 11 fue el que presentó el mayor R^2 , además de los menores valores de SE y MSE, por lo tanto, este modelo fue seleccionado como el mejor.

Cabe destacar que para los modelos seleccionados como mejores (i.e., 2, 6, 8, 11) se comprobó gráficamente que los supuestos estadísticos se cumplieran (Apéndice 8, Figura A.8.2b, Figura A.8.3b, Figura A.8.4a, Figura A.8.5a). Los gráficos de probabilidad normal de los residuos mostraron que efectivamente tendían hacia una distribución normal. Además, se comprobó que los residuos se distribuyeron uniformemente por encima y debajo de cero, lo cual confirma la homocedasticidad. También, se comprobó que no existían efectos de dependencia entre los resultados de los residuos debido a que los valores del estadístico de Durbin-Watson se encontraron entre 1.5 a 2.5 (Uyak et al., 2007). Por otra parte, los resultados detallados de la formulación de cada modelo se muestran en los cuadros del Apéndice 8.

Cuadro 4.9. Resultados estadísticos y coeficientes de los modelos propuestos.

Escenario		Modelos	R ²	SE	MSE	Prueba F (Valor p)	N
1	1	Lineal: TTHM = 34.3 – 5.44 · pH + 18.26 · Cl + 11.22 · DOC + 258.3 · UV ₂₅₄	0.492	8.46	71.53	30.56 (< 0.001)	131
	2	Lineal: TTHM = (5.10 – 0.618 · pH + 2.791 · Cl + 1.703 · DOC + 23.5 · UV ₂₅₄) ²	0.448	8.67	74.93	25.43 (< 0.001)	131
	3	Logarítmica: TTHM = 10 ^{4.149 · pH^{-3.028} · Cl^{0.5984} · DOC^{0.7598}}	0.568	11.94	142.60	52.14 (< 0.001)	123
	4	Exponencial: TTHM = e ^(3.625-0.318·pH+1.496·Cl+0.5818·DOC)	0.331	14.08	198.12	19.42 (< 0.001)	122
2	5	Lineal: TTHM = 1.826 + 4.76 · T + 6.84 · Cl + 2.686 · DOC	0.657	2.32	5.38	22.97 (< 0.001)	40
	6	Logarítmica: TTHM = 10 ^{6.144 · pH^{-5.650} · Cl^{0.6392} · DOC^{0.1982} · SUVA^{-0.1395}}	0.729	2.72	7.41	23.36 (< 0.001)	41
	7	Exponencial: TTHM = e ^(4.124-0.315·pH+0.913·Cl-15.14·UV₂₅₄)	0.281	4.82	23.23	4.94 (< 0.001)	42
3	8	Lineal: TTHM = –19.17 + 23.97 · Cl + 35.66 · TOC	0.531	6.71	45.04	23.23 (< 0.001)	44
	9	Logarítmica: TTHM = 10 ^{-5.47 · pH^{8.12} · AP^{-0.2282} · Cl^{0.788} · DOC^{1.482}}	0.630	21.96	482.40	17.04 (< 0.001)	45
	10	Exponencial: TTHM = e ^(-8.71+1.084·pH+3.366·Cl+0.964·DOC)	0.509	18.94	358.57	14.39 (< 0.001)	47
4	11	Lineal: TTHM = 0.52 + 14.03 · Cl + 14.28 · DOC	0.342	12.22	149.33	9.60 (< 0.001)	40
	12	Logarítmica: TTHM = 10 ^{1.4938 · Cl^{0.416} · DOC^{0.656}}	0.328	13.92	193.82	8.78 (< 0.001)	39
	13	Exponencial: TTHM = e ^(2.065+0.776·Cl+0.359·DOC)	0.177	14.67	221.06	3.97 (< 0.001)	40

En esta sección se identificó que al dividir los datos según el tipo de fuente se obtuvieron mejoras en cuanto al aumento del R^2 y disminución de los valores de SE y MSE, como se observó en los escenarios 2 y 3. No obstante, para el escenario 4 el valor de R^2 se redujo considerablemente y los valores de SE y MSE aumentaron. De los modelos seleccionados como mejores, se encontró un mejor ajuste para el modelo 6 del escenario 2 seguido por el modelo 8 del escenario 3 luego, el modelo 2 del escenario 1 y por último el modelo 11 del escenario 4. Estos modelos se pueden considerar de robustez media y podrían mejorarse incorporando otros parámetros y variables operacionales que influyen en la formación de THMs en las redes de distribución (e.g., concentración de ion bromuro, tiempo de contacto, dosis de cloro) (Nikolaou et al., 2004). Desde una perspectiva práctica, lo que sugieren estos resultados es que el modelo 6 y 8, se pueden considerar como los mejores en cuanto a su bondad de ajuste y podrían tener mejores resultados al ser aplicado en comparación a los demás modelos.

4.4.3 Validación de los modelos de predicción

En el Cuadro 4.10 se presentan los resultados de la validación, R^2 , SE y MSE, además de los resultados de la prueba T para cada modelo. El R^2 se encontró entre 0.359 a 0.772, lo que demuestra que los modelos obtuvieron un nivel de explicación de la varianza adecuado y son comparables a los valores reportados por Golfinopoulos and Arhonditsis (2002) (i.e., 0.37 a 0.54). Similar a la fase de calibración, los estadísticos R^2 , SE y MSE mostraron que los modelos 6 y 8 (fuentes tipo naciente y mezcla, respectivamente) se desempeñaron mejor. También, el sesgo de los cuatro modelos se determinó con una prueba T (Shahi et al., 2020) y se encontró que no se contó con suficiente evidencia para asegurar una diferencia significativa entre los valores promedios de TTHMs predichos por los modelos y los medidos en campo (valor $p > 0.05$; Cuadro 4.10).

Cuadro 4.10. Resultados estadísticos de la validación de los modelos propuestos.

Escenario	Modelo	N	R^2	SE	MSE	Valor t	Valor p	Significancia
1	2	50	0.393	10.05	101.05	0.56	0.576	No
2	6	14	0.448	2.74	7.49	-0.35	0.728	No
3	8	16	0.772	4.40	19.33	0.44	0.665	No
4	11	18	0.359	15.84	250.85	0.96	0.346	No

Por otra parte, en la Figura 4.10 se puede apreciar que la mayoría de los datos se encontraron dentro de los intervalos de predicción para todos los modelos. En el caso del modelo 2 y modelo 11 (Figura 4.10a y Figura 4.10d), los datos tendieron a apartarse de la línea de mejor ajuste por encima de 30 μg TTHM/L. En el caso de los modelos 6 y 8 (Figura 4.10b y Figura 4.10c), los datos tienden a distribuirse de forma más uniforme. Por lo tanto, los resultados sugieren que estos modelos se desempeñan mejor en concentraciones por debajo de 30 μg TTHM/L. Finalmente, estos modelos podrían ser de utilidad para la toma de decisiones en los sistemas de abastecimiento de agua potable y posibles modificaciones en la reglamentación actual. Sin embargo, su aplicación se ve limitada a que deben utilizarse bajo condiciones similares a la de los acueductos de los cuales se recolectaron los datos (Apéndice 8).

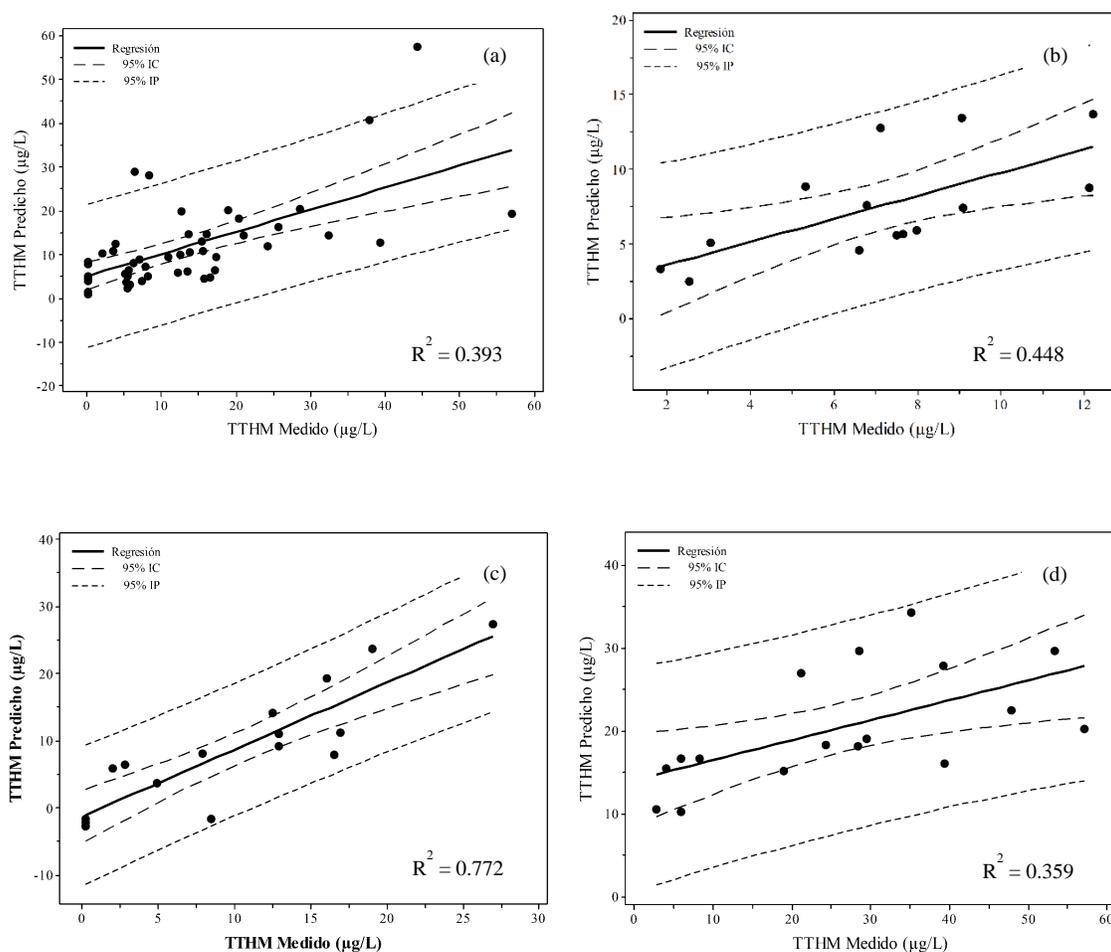


Figura 4.10. Validación de los modelos y comparación de las concentraciones de TTHM medidas vs. predichas para (a) modelo 2, (b) modelo 6, (c) modelo 8 y (d) modelo 11.

5 CONCLUSIONES

- Los veinte (20) sistemas de abastecimiento de agua potable estudiados presentaron características operacionales variadas asociadas a la calidad de las fuentes de abastecimiento y la capacidad económica y técnica en cada acueducto.
- En algunos de los acueductos estudiados se identificó que los sistemas de potabilización de tipo sedimentador, desarenador, filtración y desinfección no son efectivos en el control de los parámetros de turbidez, color aparente, coliformes fecales y *E. coli*, requiriendo así mejoras en aspectos como el mantenimiento y la operación o bien la implementación de tecnologías de potabilización más robustas.
- De los veinte (20) sistemas analizados, once (11) contaban con un sistema de potabilización acorde con la calidad de las fuentes de abastecimiento. No obstante, se identificó que, en nueve (9) sistemas, según los valores máximos de turbidez, color aparente, *E. coli* y carbono orgánico total (COT), podrían requerir sistemas de potabilización más robustos para el cumplimiento con la reglamentación y la reducción del riesgo de formación de THMs.
- En el agua cruda los parámetros de turbidez, color aparente, coliformes fecales y *E. coli* en algunas ocasiones presentaron valores que superaron los recomendados en el reglamento de agua potable, por lo que se les debería prestar mayor atención en las etapas de potabilización.
- El agua cruda presentó concentraciones de COT, carbono orgánico disuelto (COD) y absorbancia de luz ultravioleta a 254 nm (UV 254) comparables con las reportadas en la literatura e inclusive en algunas ocasiones menores, por tanto, según el contenido de materia orgánica natural (MON) las fuentes de abastecimiento se pueden considerar de muy buena calidad.
- Las muestras de agua potabilizada en la mayoría de los casos cumplieron con los parámetros del N1, a excepción del cloro residual libre, por tanto, se puede concluir que los sistemas cumplen parcialmente con los lineamientos respecto a la calidad del agua potable establecidos en el Reglamento para la Calidad del Agua Potable.
- En el agua potabilizada el cloro residual libre presentó incumplimiento con el reglamento en el 60% de las muestras de los sistemas evaluados, lo cual refleja deficiencias importantes en los sistemas de desinfección.

- Todas las muestras de agua potabilizada se encontraron por debajo de los VMA de cloroformo, bromodiclorometano, dibromoclorometano y bromoformo estipulados en el Reglamento para la Calidad del Agua Potable, por lo que se puede concluir que el riesgo para el ser humano por el contacto con estos compuestos es bajo en los sistemas analizados. Sin embargo, dos muestras superaron el valor recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA) para trihalometanos totales (TTHMs), por tanto, resulta importante continuar investigando acerca de estos compuestos en los casos donde se encontró incumplimiento.
- El análisis de la variación de los parámetros de MON y TTHMs en los diferentes puntos de muestreo reveló que entre el agua cruda y potabilizada los parámetros de MON no variaron significativamente, no obstante, las concentraciones de TTHMs aumentaron significativamente en el agua potabilizada. Además, las concentraciones de TTHMs se mantuvieron constantes en los distintos puntos de muestreo.
- Los tipos de fuentes de abastecimiento influyeron de forma significativa en la variación de los parámetros de MON y TTHMs, tanto en agua cruda como potabilizada. Además, se logró identificar que las fuentes superficiales tienden a presentar concentraciones mayores de MON, por tanto, se les debe prestar mayor atención porque el riesgo de formación de TTHMs podría ser mayor.
- Los parámetros de MON y TTHMs en el agua cruda y potabilizada se mantuvieron estables entre la época seca y lluviosa y no presentaron una diferencia significativa debido a los cambios de temperatura y precipitación, por tanto, su control y monitoreo se debe realizar con igual cautela en ambas épocas para evitar la formación de THMs.
- En el agua potabilizada los parámetros de COT, COD, cloro residual libre y UV 254 presentaron una correlación significativa (valor $p < 0.05$) con los TTHMs, por lo que estos parámetros se identificaron como potenciales para incorporarlos en los modelos de predicción de TTHMs.
- Los modelos de predicción de TTHMs en redes de distribución de agua potable presentaron coeficientes de determinación entre 0.342 a 0.729, los cuales son comparables con estudios previos y se pueden considerar de robustez media. Estos modelos podrían mejorar mediante la determinación de otras variables de influencia

en la formación de THMs, como tiempo de residencia, dosis de cloro y ion bromuro, podrían contribuir en la mejora de los resultados.

- En la etapa de validación se encontró que, a partir de los criterios R^2 , SE y MSE, los modelos 6 y 8 (fuentes subsuperficiales y mixtas, respectivamente) presentaron un nivel de explicación de la varianza satisfactorio y se pueden considerar los de mejor desempeño. Además, los resultados sugieren que la aplicación de estos modelos podría tener mejores resultados en concentraciones de TTHMs menores de 30 μg TTHM/L. Por tanto, considerando las características del agua clorada en las redes de distribución (baja concentración de MON y de generación de TTHMs) los modelos seleccionados como mejores podrían ser de utilidad para la toma de decisiones en los sistemas de abastecimiento de agua potable y considerarse en posibles modificaciones en la legislación actual.

6 RECOMENDACIONES

- Se recomienda fortalecer esta investigación abarcando la problemática de los sistemas de desinfección y cumplimiento del cloro residual libre en el agua distribuida, debido a que como se encontró en este trabajo, un gran porcentaje de las muestras analizadas (60%) incumplió con el rango recomendado. Además, en el tema de los THMs y el contexto nacional, el hecho de que la mayoría de ASADAs únicamente cuenten con la etapa de desinfección y que muchas veces se realice a prueba y error sin un criterio técnico, esto puede aumentar el riesgo de formación de los THMs. Se debe seguir desinfectando el agua por su efectividad en la remoción de patógenos, sin embargo, se debe tener cautela por la posible formación de SPDs.
- Realizar un estudio con mayor periodicidad sobre los parámetros del N1, MON y THMs en el agua cruda y potabilizada de los acueductos evaluados con el objetivo de identificar el comportamiento de las fuentes de abastecimiento y determinar con mayor certeza la necesidad de nuevos sistemas de potabilización.
- En estudios posteriores donde se pretenda formular modelos de predicción de THMs se recomienda analizar otras variables importantes en la formación de estos compuestos como: ion bromuro, dosis de cloro y tiempo de contacto. Además, se recomienda evaluar las interacciones entre las variables independientes con el objetivo de mejorar los resultados de los modelos.
- También, para próximas investigaciones sobre la formación de THMs, se recomienda enfocarse en acueductos que utilicen fuentes de abastecimiento superficiales o mixtas, debido a que en esta investigación se identificó que tienden a presentar concentraciones mayores de COT, COD, UV 254 y THMs en comparación a los acueductos que utilizan fuentes subsuperficiales o nacientes.
- En caso de aplicar los modelos desarrollados en esta investigación, se debe verificar que los parámetros que se incluyen en las ecuaciones se encuentren dentro de los rangos de la base de datos de calibración (Apéndice 8), además, que el contexto bajo el cual se utilizaran las ecuaciones se asemeje a los acueductos de donde se recolectó la información en cuanto a sus características operacionales, tipo de fuente de abastecimiento y sistema de potabilización y presentar características climáticas similares.

7 REFERENCIAS

- Abdel Azeem, S. M., Burham, N., Borik, M. G., & El Shahat, M. F. (2014). Trihalomethanes formation in water treatment plants and distribution lines: a monitoring and modeling scheme. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 96(1), 12–26.
- Acuña, E. (2004). *Análisis de Regresión*. Departamento de Matemáticas, Universidad de Puerto Rico, Mayaguez.
- Al-Tmemy, W. B., Alfatlawy, Y. F., & Khudair, S. H. (2018). Seasonal variation and modeling of disinfection by-products (DBPs) in drinking water distribution systems of Wassit Province Southeast Iraq. *Journal of Pharmaceutical Sciences and Research*, 10(12), 3393–3399.
- APHA, AWWA, & WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23a ed.). America Public Health Association.
- Araya-Obando, J. A. (2012). *Modelación del cloro residual en la red de distribución del acueducto La Sirena, Cali (Tesis de maestría)*. Escuela de Ingeniería de los recursos naturales y del ambiente. Universidad del Valle.
- Araya-Obando, J. A., Jones-Sánchez, M., & Romero-Esquivel, L. (2019). Modelos de predicción de Trihalometanos en redes de distribución de agua: determinación de tiempos medios de residencia. *Revista Tecnología En Marcha*, 32, 167–178.
- Arellano-Hartig, F., Garita-Incer, A., González-Jiménez, A., García-Fernández, R., Quesada-Rodríguez, J., Villalobos-Jiménez, A., Guevara-Vargas, L., & Muñoz-Jiménez, R. (2019). *Diagnóstico Nacional de Entes Operadores (Levantamiento 2017 - 2020)*.
- Asamblea Legislativa. (1961). Ley Constitutiva del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados, N°2726. En *Diario Oficial La Gaceta*.
- AyA. (2016). Política Nacional para el Subsector de Agua Potable de Costa Rica 2017 - 2030. *Comisión Interinstitucional*.
- Babaei, A. A., Atari, L., Ahmadi, M., Ahmadiangali, K., Zamanzadeh, M., & Alavi, N. (2015). Trihalomethanes formation in Iranian water supply systems: predicting and modeling. *Journal of Water and Health*, 13(3), 859–869.
- Beckett, R., & Ranville, J. (2006). Chapter 17: Natural organic matter. En G. Newcombe & D. Dixon (Eds.), *Interface Science and Technology* (Vol. 10). Elsevier.
- Beita-Sandí, W., & Barahona-Palomo, M. (2010). Fisico-química de las aguas superficiales de la Cuenca del río Rincón, Península de Osa, Costa Rica. *Research Journal of the Costa Rican Distance Education University*, 2(2), 157–179.

- Bellar, T. A., Lichtenberg, J. J., & Kroner, R. C. (1974). The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Waters. *Journal AWWA*, 66(12), 703–706.
- Benítez, J. S., Rodríguez, C. M., & Casas, A. F. (2021). Disinfection byproducts (DBPs) in drinking water supply systems: A systematic review. *Physics and Chemistry of the Earth*, 123.
- Binnie, C., Kimber, M., & Thomas, H. (2017). *Basic Water Treatment* (6th ed.). ICE Publishing.
- Brown, D., Bridgeman, J., & West, J. R. (2011). Understanding data requirements for trihalomethane formation modeling in water supply systems. *Urban Water Journal*, 8(1), 41–56.
- Cantor, K. P. (2010). Carcinogens in drinking water: the epidemiological evidence. *Reviews on environmental health*, 25(1), 9–16.
- Cheremisinoff, N. P. (2002). *Water Sterilization Technologies BT - Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies*. Elsevier.
- Chowdhury, S., Champagne, P., & James McLellan, P. (2008). Factors influencing formation of trihalomethanes in drinking water: Results from multivariate statistical investigation of the Ontario drinking water surveillance program database. *Water Quality Research Journal*, 43(2–3), 189–199.
- Chowdhury, S., Champagne, P., & McLellan, P. J. (2009). Models for predicting disinfection byproduct (DBP) formation in drinking waters: A chronological review. *Science of the Total Environment*, 407(14), 4189–4206.
- Cleasby, J. L. (1990). Filtration. En *Water Quality and treatment: A handbook of community water supplies* (4a ed.). McGraw-Hill.
- Costet, N., Villanueva, C. M., Jaakkola, J. J. K., Kogevinas, M., Cantor, K. P., King, W. D., Lynch, C. F., Nieuwenhuijsen, M. J., & Cordier, S. (2011). Water disinfection by-products and bladder cancer: Is there a European specificity? A pooled and meta-analysis of European case-control studies. *Occupational and Environmental Medicine*, 68(5), 379–385.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., & Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's Water Treatment: Principles and Design: Third Edition*. John Wiley & Sons.
- Davis, M. L. (2020). *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice* (2nd ed.). McGraw-Hill Education.
- Di Bernardo, L., & Dantas, A. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água* (Vol. 2). Rima.
- DOH. (1995). *Guidance Manual: Surface Water Treatment Rule*. Washington State

Department.

- Dubey, S., Gusain, D., Sharma, Y. C., & Bux, F. (2020). The occurrence of various types of disinfectant by-products (trihalomethanes, haloacetic acids, haloacetonitrile) in drinking water. En M. N. V. Prasad (Ed.), *Disinfection By-products in Drinking Water*. Butterworth-Heinemann.
- Edzwald, J. K., & Tobiason, J. E. (2011). Chemical Principles, Source Water Composition, and Watershed Protection. En J. K. Edzwald (Ed.), *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water* (6th ed., pp. 3.1-3.76). McGraw-Hill Education.
- Elder, D., & Budd, G. (2011). Overview of water treatment processes. En J. K. Edzwald (Ed.), *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water* (6th ed.). McGraw-Hill Education.
- EPA. (2012). *Drinking Water Guidance on Disinfection By-Products* (2a ed., Vol. 4). Office of Environmental Enforcement.
- Faust, S. D., & Aly, O. M. (1998). *Chemistry of Water Treatment* (2nd ed.). Taylor & Francis Group.
- Feungpean, M., Panyapinyopol, B., Elefsiniotis, P., & Fongsatitkul, P. (2015). Development of statistical models for trihalomethane (THM) occurrence in a water distribution network in Central Thailand. *Urban Water Journal*, 12(4), 275–282.
- Garcia-Villanova, R. J., Garcia, C., Alfonso Gomez, J., Paz Garcia, M., & Ardanuy, R. (1997). Formation, evolution and modeling of trihalomethanes in the drinking water of a town: I. At the municipal treatment utilities. *Water Research*, 31(6), 1299–1308.
- Golfinopoulos, S. K., & Arhonditsis, G. B. (2002). Multiple regression models: A methodology for evaluating trihalomethane concentrations in drinking water from raw water characteristics. *Chemosphere*, 47(9), 1007–1018.
- Gougoutsas, C., Christophoridis, C., Zacharis, C. K., & Fytianos, K. (2016). Assessment, modeling and optimization of parameters affecting the formation of disinfection by-products in water. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(16), 16620–16630.
- Guo, G. (2011). Factors influencing the formation of trihalomethanes and haloacetic acids in source water. *Advanced Materials Research*, 183–185, 347–351.
- Hao, R., Zhang, Y., Du, T., Yang, L., Adeleye, A. S., & Li, Y. (2017). Effect of water chemistry on disinfection by-product formation in the complex surface water system. *Chemosphere*, 172, 384–391.
- Hariganesh, S., Vadivel, S., Maruthamani, D., & Rangabhashiyam, S. (2020). Disinfection by-products in drinking water: detection and treatment methods. En M. N. V. Prasad (Ed.), *Disinfection By-products in Drinking Water* (pp. 279–304). Butterworth-

Heinemann.

- Hendricks, D. (2010). *Fundamentals of Water Treatment Unit Processes*. IWA Publishing.
- Hua, G., Reckhow, D., & Kim, J. (2006). Effect of Bromide and Iodide Ions on the Formation and Speciation of Disinfection Byproducts during Chlorination. *Journal of Environmental Science and Technology*, 40, 3050–3056.
- Huber, S. G., Kotte, K., Schöler, H. F., & Williams, J. (2009). Natural Abiotic Formation of Trihalomethanes in Soil: Results from Laboratory Studies and Field Samples. *Environmental Science & Technology*, 43(13), 4934–4939.
- Hütteroth, A., Putschew, A., & Jekel, M. (2007). Natural Production of Organic Bromine Compounds in Berlin Lakes. *Environmental Science & Technology*, 41(10), 3607–3612.
- IMN. (2020). *Precipitación media mensual entre abril 2018 a setiembre 2019 en las estaciones meteorológicas 73018, 73123, 73129 73141, 82011, 82017, 84239, 84251, 90013, 96003*.
- Kanakoudis, V., & Tsitsifli, S. (2017). Potable water security assessment – a review on monitoring, modelling and optimization techniques, applied to water distribution networks. *Desalination and water treatment*, 99, 18–26.
- Kara, G., Tongur, S., & Aydin, M. E. (2011). Factors influencing formation of disinfection by-products in six drinking water reservoirs (Konya, Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 20(7 A), 1821–1826.
- Kargaki, S., Iakovides, M., & Stephanou, E. G. (2020). Study of the occurrence and multi-pathway health risk assessment of regulated and unregulated disinfection by-products in drinking and swimming pool waters of Mediterranean cities. *Science of the Total Environment*, 739, 139890.
- Kawamura, S. (2000). *Integrated design of water treatment facilities* (Vol. 12, Número 1). John Wiley & Sons.
- Kumari, M., & Gupta, S. (2015). Modeling of trihalomethanes (THMs) in drinking water supplies: a case of study of eastern part of India. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 12615–12623.
- Kurajica, L., Ujević Bošnjak, M., Novak Stankov, M., Kinsela, A. S., Štiglić, J., Waite, D. T., & Capak, K. (2020). Disinfection by-products in Croatian drinking water supplies with special emphasis on the water supply network in the city of Zagreb. *Journal of Environmental Management*, 276, 111360.
- Manso, P., Ortiz, W., & Fallas, J. (2005). El régimen de la precipitación en Costa Rica. *Ambientico*, 144, 7–8.

- McBean, E., Zhu, Z., & Zeng, W. (2008). Systems analysis models for disinfection by-product formation in chlorinated drinking water in Ontario. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 25(2), 127–138.
- MINSA. (2018). Reglamento para la Calidad del Agua Potable. En *Diario Oficial La Gaceta: Vol. N°170*.
- MINSA, & MINAE. (2005). Reglamento de las Asociaciones Administradoras de Sistemas de Acueductos y Alcantarillados Comunes, N° 32529-S. En *Diario Oficial La Gaceta: Vol. N°150*.
- Montero-Campos, V., Chinchilla-Montero, R., Coy-Herrera, R., Agüero-Hernández, A. L., & Jiménez-Antillón, J. (2014). Evaluación en el agua para consumo humano de subproductos de cloración y su relación como inductores de mutagénesis (mutaciones celulares). *Revista Tecnología en Marcha*, 22.
- Mora, D., Orozco, J., Rivera, P., Solís, Y., Zúñiga, L., Cambronero, D., & Urbina, A. (2018). *Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para Consumo Humano en Costa Rica (IRCACH)*. AyA.
- Mukundan, R., & Van Dreaseon, R. (2014). Predicting Trihalomethanes in the New York City Water Supply. *Journal of Environmental Quality*, 43(2), 611–616.
- Nikolaou, A. D., Golfinopoulos, S. K., Arhonditsis, G. B., Kolovoyiannis, V., & Lekkas, T. D. (2004). Modeling the formation of chlorination by-products in river waters with different quality. *Chemosphere*, 55(3), 409–420.
- OMS. (2014). *Guidelines for Drinking-Water Quality: Fourth Edition Incorporating the First Addendum*.
- OPS, & CEPIS. (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano: Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría*.
- OPS, & CEPIS. (2005). *Guía para diseño de sistemas de tratamiento de filtración en múltiples etapas*.
- Orozco-Gutiérrez, J. (2019). Clasificación de potenciales fuentes de abastecimiento subterráneas y subsuperficiales en Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 32, 138–146.
- Pardoe, I. (2012). *Applied Regression Modeling*. John Wiley & Sons.
- PEN, & CONARE. (2020). Balance 2020 armonía con la naturaleza. En *Informe Estado de la Nación*.
- Quesada-Delgado, S. (2016). *Determinación de la eficiencia de remoción de la materia orgánica natural del sistema de tratamiento de agua del río Jorco, que abastece la localidad de Acosta y Guatil, Costa Rica (Tesis de licenciatura)*. Tecnológico de

Costa Rica.

- Rahman, M. B., Driscoll, T., Cowie, C., & Armstrong, B. K. (2010). Disinfection by-products in drinking water and colorectal cancer: A meta-analysis. *International Journal of Epidemiology*, 39(3), 733–745.
- Rao, S., Tian, Z., Satinder, B., Krishnamoorthy, H., Rama, P., & Mausam, V. (2018). *Handbook of Environmental Engineering* (1st ed.). McGraw-Hill Education.
- Reckhow, D., & Singer, P. (2011). Formation and control of disinfection by-products. En J. Edzwald (Ed.), *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water, Sixth Edition* (6th ed.). McGraw-Hill Education.
- Rivera-Núñez, Z., Wright, J. M., Blount, B. C., Silva, L. K., Jones, E., Chan, R. L., Pegram, R. A., Singer, P. C., & Savitz, D. A. (2012). Comparison of trihalomethanes in tap water and blood: A case study in the United States. *Environmental Health Perspectives*, 120(5), 661–667.
- Rook, J. J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*, 23, 234–243.
- Ryan, T. P. (2007). *Modern Engineering Statistics*. John Wiley & Sons.
- Sadiq, R., Rodriguez, M. J., & Mian, H. R. (2019). Empirical models to predict disinfection by-products (DBPs) in drinking water: An updated review. En J. Nriagu (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Health* (pp. 324–338). Elsevier.
- Salam, E., Bassam, A. F., Salwan, A., & Nadhir, A. A. (2020). Modeling of trihalomethane compounds formation in Baghdad water supply network. *Scientific Review Engineering and Environmental Sciences*, 29(2), 136–144.
- Sánchez-Hernández, L. (2019). *Situación actual de las organizaciones comunales prestadoras de servicios de agua potable y saneamiento*. Programa Estado de La Nación.
- Saravia-Arguedas, A. Y., Vega-Bolaños, H., Vargas-Hernández, J. M., Suárez-Serrano, A., Sierra-Sierra, L., Tisseaux-Navarro, A., Cambronero-Solano, S., & Lugioyo-Gallardo, G. M. (2021). Surface-Water Quality of the Gulf of Papagayo, North Pacific, Costa Rica. *Water*, 13(17).
- Semerjian, L., Dennis, J., & Ayoub, G. (2009). Modeling the formation of trihalomethanes in drinking waters of Lebanon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149(1–4), 429–436.
- Sérodes, J. B., Rodriguez, M. J., Li, H., & Bouchard, C. (2003). Occurrence of THMs and HAAs in experimental chlorinated waters of the Quebec City area (Canada). *Chemosphere*, 51(4), 253–263.

- Shahi, N. K., Maeng, M., & Dockko, S. (2020). Models for predicting carbonaceous disinfection by-products formation in drinking water treatment plants: a case study of South Korea. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(20), 24594–24603.
- Shmeis, R. M. (2018). Water Chemistry and Microbiology. En D. S. Chormey, S. Bakırdere, N. B. Turan, & G. Ö. Engin (Eds.), *Comprehensive Analytical Chemistry* (Vol. 81). Elsevier.
- Soto-Córdoba, S. M., Pino-Gómez, M., & Gaviria-Montoya, L. (2016). Build up a database to determine the management of drinking water in the Province of Cartago, Costa Rica. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 6(4), 584–592.
- Tobiason, J. E., Cleasby, J. L., Logsdon, G. S., & O'Melia, C. R. (2011). Granular Media Filtration. En *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water* (6th ed.). McGraw-Hill Education.
- Tsitsifli, S., & Kanakoudis, V. (2020). Developing THMs' predictive models in two water supply systems in Greece. *Water (Switzerland)*, 12(5), 1422.
- US EPA. (1998). National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts. *Federal Register*, 63(241), 69390–69476.
- Uyak, V., Ozdemir, K., & Toroz, I. (2007). Multiple linear regression modeling of disinfection by-products formation in Istanbul drinking water reservoirs. *Science of the Total Environment*, 378(3), 269–280.
- Uyak, V., Toroz, I., & Meriç, S. (2005). Monitoring and modeling of trihalomethanes (THMs) for a water treatment plant in Istanbul. *Desalination*, 176(1-3 SPEC. ISS.), 91–101.
- Vargas, L. (2004). Procesos unitarios y plantas de tratamiento. En *Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: teoría*. OPS y CEPIS.
- Vásquez, M. (2019). *Evaluación y predicción de la expansión del medio granular durante el retrolavado en filtros rápidos (Tesis de Licenciatura)*. Tecnológico de Costa Rica.
- Wright, J. M., Evans, A., Kaufman, J. A., Rivera-Núñez, Z., & Narotsky, M. G. (2017). Disinfection by-product exposures and the risk of specific cardiac birth defects. *Environmental Health Perspectives*, 125(2), 269–277.
- Ye, B., Wang, W., Yang, L., & Wei, J. (2009). Factors influencing disinfection by-products formation in drinking water of six cities in China. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1–3), 147–152.

8 APÉNDICES

APÉNDICE 1: UBICACIÓN DETALLADA DE LOS ACUEDUCTOS EVALUADOS EN LA INVESTIGACIÓN

Cuadro A.8.1. Ubicación de los acueductos evaluados en la investigación.

Acueducto	Acrónimo	Provincia	Cantón
Acuaoro (Pital)	ASAACU	Alajuela	San Mateo
Acuaoro (Centeno)	ASAACUCEN	Alajuela	San Mateo
Rincón de Zaragoza	ASARIN	Alajuela	Palmares
Romacri	ASAROM	Alajuela	San Mateo
Santiago	ASASAN	Alajuela	Palmares
Cipreses	ASACIP	Cartago	Oreamuno
Cooperosales	ASACOO	Cartago	Cartago
Guatuso	ASAGUA	Cartago	Cartago
Higuito (Cucaracha)	ASAHIG	Cartago	El Guarco
Higuito (El Gringo)	ASAHIGG	Cartago	El Guarco
La Unión	ASAUNI	Cartago	La Unión
Quebradilla	ASAQUE	Cartago	Cartago
San Isidro	ASAIISI	Cartago	El Guarco
Tablón	ASATAB	Cartago	El Guarco
Tobosi	ASATOB	Cartago	El Guarco
Hatillo de Savegre	ASAHAT	Puntarenas	Aguirre
Londres	ASALON	Puntarenas	Aguirre
Matapalo	ASAMAT	Puntarenas	Aguirre
Pita de Pogeres	ASAPIT	Puntarenas	Garabito
San Rafael Cedros	ASASRC	Puntarenas	Aguirre

APÉNDICE 2: INFORMACIÓN DE PRECIPITACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

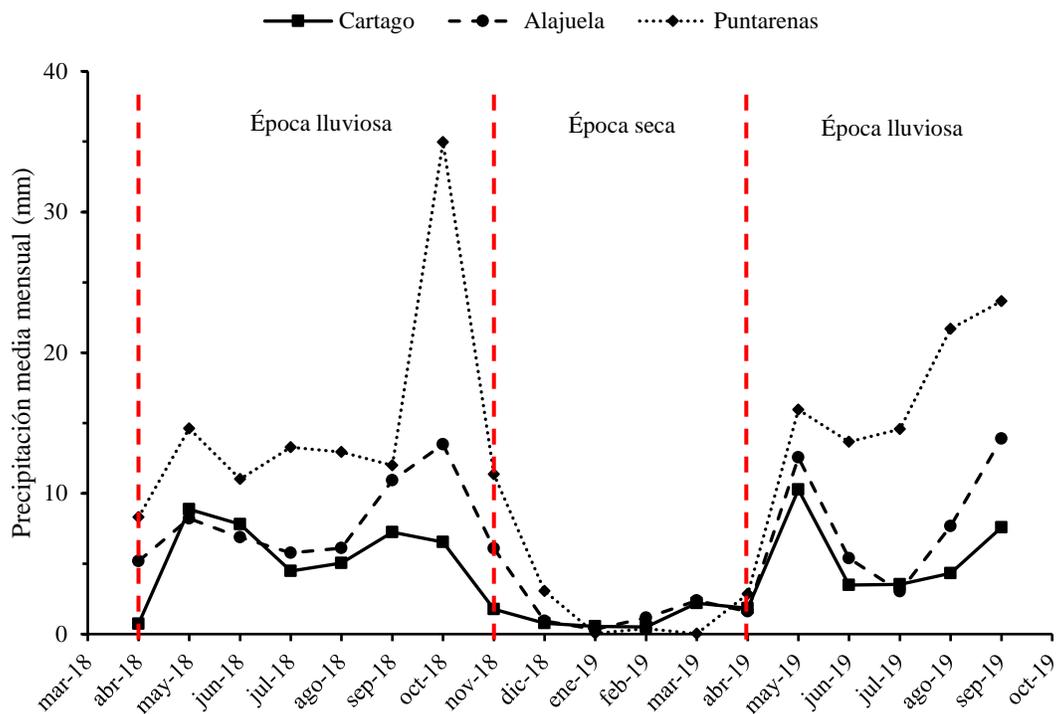


Figura A.8.1. Precipitación media mensual en las provincias donde se encontraban los acueductos.

Nota: La línea punteada vertical corresponde a meses de transición.

APÉNDICE 3: CUESTIONARIO SOBRE LA INFORMACIÓN GENERAL DE LOS ACUEDUCTOS

1. Información del contacto

Nombre del sistema de abastecimiento	
--------------------------------------	--

Nombre del funcionario	
Cargo	
Teléfono	
Correo electrónico	

2. Información general

Región	
Provincia	
Cantón	
Distrito	

3. Características demográficas, geográficas y climáticas

Población en el distrito	
Principal actividad económica	
Estación meteorológica más cercana	
Precipitación anual promedio	

4. Características técnicas del sistema

Cantidad de abonados	
Población total abastecida	

FUENTES DE ABASTECIMIENTO

Número de fuentes de abastecimiento	
-------------------------------------	--

Indicar si se mezclan las aguas en algún punto:

Número de nacientes	
Nombre(s)	

Número de captaciones superficiales	
Nombre(s)	
Número de pozos	

Nombre(s)	
-----------	--

SISTEMA DE TRATAMIENTO

¿Elementos de tratamiento?	
Desarenador	
Coagulación/Floculación	
Sedimentación	
Filtración	

SISTEMA DE DESINFECCIÓN

¿Sistema de desinfección?	
Dosificador y producto químico	
Pastilla de cloro	
Electrólisis	
Cloro líquido	
Cloro-gas	
Otro (Especificar)	

SISTEMA DE ALMACENAMIENTO

Cantidad de tanques de almacenamiento y distribución	
Nombre(s)	

SISTEMA DE DISTRIBUCIÓN

Distancia del sistema de distribución	
Material de líneas de conducción (PVC, hierro galvanizado, asbesto, otro).	

Mecanismo de abastecimiento	
Gravedad (Sí/No)	
Bombeo (Sí/No)	
Otro (Especificar)	

ASPECTO LEGAL

Fecha de construcción del acueducto	
Programa de Control de Calidad (Sí/No)	
Permiso sanitario de funcionamiento (Sí/No)	

APÉNDICE 4: CARACTERÍSTICAS OPERACIONALES DE LOS ACUEDUCTOS

Cuadro A.8.2. Características operacionales de los acueductos.

Acrónimo del acueducto	Tipo de fuente	Sistema de potabilización	Sistema de desinfección
ASACIP	Subsuperficial (6)	Sin sistema de potabilización (6)	Pastilla de cloro (5)
ASACOO			
ASAMAT			
ASASRC			
ASATAB			
ASAUQUE			Electrólisis
ASAHIG	Mixta (7)	PTAP convencional	Pastilla de cloro (2)
ASAIISI		Filtración gruesa en capas (2)	Disolución de cloro
ASASAN		Sedimentador	Pastilla de cloro (4)
ASAPIT		Desarenador	
ASATOB		Sin sistema de potabilización (2)	
ASAHIGG			
ASALON			
ASAUNI	Superficial (7)	PTAP convencional	Pastilla de cloro (4)
ASAACU		Filtración lenta	
ASAGUA		Sedimentador	
ASAROM		FiME	
ASARIN		Desarenador	Electrólisis
ASAACUCEN		Sedimentador	Pastilla de cloro
ASAHAT		Sin sistema de potabilización	Sin desinfección

Nota: el valor entre paréntesis () indica la cantidad de acueductos.

APÉNDICE 5: RECOMENDACIONES DE SISTEMAS DE POTABILIZACIÓN SEGÚN PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA CRUDA.

Cuadro A.8.3. Recomendaciones de sistemas de potabilización según los parámetros de turbidez, color aparente, COT y E. coli del agua cruda en los acueductos con fuentes de abastecimiento subsuperficial.

Acueducto	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	COT (mg/L)	E. coli (NMP/100 mL)	Sistema	
					Actual	Recomendado
ASACIP	0.13 ^a ± 0.08 ^b (0.07 – 0.22) ^c	1.67 ± 2.88 (< 0.01* – 5.00)	0.49 ± 0.11 (0.42 – 0.62)	< 1.1	Ca (ClO) ₂	Ca (ClO) ₂
ASACOO	0.25 ± 0.14 (0.14 – 0.40)	3.84 ± 5.39 (< 0.01* – 10.00)	0.45 ± 0.07 (0.39 – 0.53)	< 1.1 – 2.0	Ca (ClO) ₂	Ca (ClO) ₂
ASAMAT	0.61 ± 0.92 (< 0.01* – 1.67)	3.10 ± 5.35 (< 0.01* – 9.27)	1.13 ± 1.41 (0.27 – 2.76)	< 1.1	Ca (ClO) ₂	FDD + Ca (ClO) ₂
ASASRC	0.11 ± 0.17 (< 0.01* – 0.30)	0.84 ± 1.43 (< 0.01* – 2.49)	0.37 ± 0.29 (0.20 – 0.70)	< 1.1 – 2.0	Ca (ClO) ₂	Ca (ClO) ₂
ASATAB	0.41 ± 0.12 (0.29 – 0.53)	2.67 ± 4.61 (< 0.01* – 8.00)	0.23 ± 0.04 (0.20 – 0.27)	< 1.1	Ca (ClO) ₂	Ca (ClO) ₂
ASAQUE	0.30 ± 0.06 (0.24 – 0.36)	1.67 ± 2.88 (< 0.01* – 9.27)	0.35 ± 0.18 (0.19 – 0.55)	< 1.1 – 2.0	NaClO <i>in situ</i>	NaClO <i>in situ</i>

Nota: Filtración Directa Descendente (FDD), Ca(ClO)₂ (pastilla de hipoclorito de calcio), NaClO *in situ* (electrólisis). ^a Promedio, ^b Desviación estándar, ^c Rango, * Límite de detección.

Cuadro A.8.4. Recomendaciones de sistemas de potabilización según los parámetros de turbidez, color aparente, COT y E. coli del agua cruda en los acueductos con fuentes de abastecimiento mixtas.

Acueducto	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	COT (mg/L)	E. coli (NMP/100 mL)	Sistema	
					Actual	Recomendado
ASAI SI	0.81 ^a ± 0.65 ^b (0.43 – 1.57) ^c	2.67 ± 0.47 (2.33 – 3.00)	0.72 ± 0.27 (0.54 – 1.03)	4.0 – 33.0	FG + Ca (ClO) ₂	FG + Ca (ClO) ₂
ASAPIT	1.74 ± 1.60 (< 0.01* – 3.16)	18.00 ± 9.24 (< 7.70 – 25.54)	1.47 ± 1.00 (0.79 – 2.62)	46.0 – 350.0	S + Ca (ClO) ₂	FDD + Ca (ClO) ₂
ASATOB	2.29 ± 2.11 (0.49 – 4.62)	11.34 ± 17.92 (0.03 – 32.00)	0.58 ± 0.37 (0.23 – 0.96)	< 1.1 – 130	D + Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂
ASAHIGG	0.74 ± 0.41 (0.37 – 1.18)	8.17 ± 0.24 (8.00 – 8.33)	0.38 ± 0.15 (0.21 – 0.47)	< 1.1 – 240.0	Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂

Acueducto	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	COT (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Sistema	
					Actual	Recomendado
ASALON	0.12 ± 0.19 (< 0.01* - 0.34)	2.46 ± 2.20 (< 0.01* - 4.27)	0.60 ± 0.23 (0.43 - 0.86)	4.0 - 17.0	Ca (ClO) ₂	Ca (ClO) ₂

Nota: Filtración gruesa en capas (FG), Filtración Directa Descendente (FDD), Filtración Lenta (FL), Sedimentador (S), Desarenador (D), Ca(ClO)₂ (pastilla de hipoclorito de calcio). ^a Promedio, ^b Desviación estándar, ^c Rango, * Límite de detección.

Cuadro A.8.5. Recomendaciones de sistemas de potabilización según los parámetros de turbidez, color aparente, COT y *E. coli* del agua cruda en los acueductos con fuentes de abastecimiento superficiales.

Acueducto	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	COT (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Sistema	
					Actual	Recomendado
ASAUNI	4.89 ^a ± 2.72 ^b (2.24 - 7.68) ^c	48.22 ± 13.56 (34.00 - 61.00)	1.01 ± 0.29 (0.68 - 1.20)	49.0 - > 1600.0	TC + Ca (ClO) ₂	FLi + Ca (ClO) ₂
ASAACU	2.20 ± 1.47 (0.51 - 3.08)	18.53 ± 15.53 (0.60 - 27.56)	2.01 ± 1.18 (0.91 - 3.26)	240.0 - > 1600.0	FL + Ca (ClO) ₂	FDD + Ca (ClO) ₂
ASAGUA	1.30 ± 0.72 (0.72 - 2.11)	15.11 ± 13.59 (< 0.01* - 26.33)	0.87 ± 0.17 (0.75 - 1.07)	49.0 - 79.0	S + Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂
ASAROM	1.17 ± 1.10 (0.07 - 2.28)	3.30 ± 4.99 (0.42 - 9.07)	0.42 ± 0.03 (0.39 - 0.44)	70.0 - > 1600.0	FiME + Ca (ClO) ₂	FiME + Ca (ClO) ₂
ASARIN	0.44 ± 0.38 (< 0.01* - 0.71)	6.40 ± 5.53 (0.18 - 10.78)	0.99 ± 0.31 (0.74 - 1.33)	33.0 - 130.0	D + NaClO <i>in situ</i>	FL + NaClO <i>in situ</i>
ASAACUCEN	1.86 ± 1.28 (0.45 - 2.95)	21.54 ± 8.14 (12.35 - 27.83)	1.01 ± 0.15 (0.84 - 1.12)	79.0 - 920.0	S + Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂
ASAHIG	1.24 ± 1.20 (0.33 - 2.60)	9.00 ± 5.66 (5.00 - 13.00)	0.65 ± 0.18 (0.52 - 0.86)	33.0 - 170.0	TC + Ca (ClO) ₂	FL + Ca (ClO) ₂
ASASAN	1.16 ± 1.84 (< 0.01* - 3.28)	7.07 ± 11.16 (0.16 - 19.95)	0.95 ± 0.23 (0.79 - 1.22)	1.1 - 49.0	FG + NaClO	FG + NaClO
ASAHAT	1.07 ± 0.24 (0.81 - 2.19)	8.55 ± 4.52 (4.23 - 13.24)	0.68 ± 0.09 (0.61 - 0.78)	110.0 - 170.0	ST	FL + Ca (ClO) ₂

Nota: Tratamiento Convencional (TC), Filtración Directa Descendente (FDD), Filtración en línea (FLi), Filtración Lenta (FL), Filtración gruesa en capas (FG), Desarenador (D), Sin sistema de potabilización (ST), Ca(ClO)₂ (pastilla de hipoclorito de calcio), NaClO *in situ* (electrólisis), NaClO (disolución de hipoclorito de sodio). ^a Promedio, ^b Desviación estándar, ^c Rango, * Límite de detección.

APÉNDICE 6: PRUEBA DE ANDERSON – DARLING EN EL ANÁLISIS DE VARIABILIDAD DE LOS PARÁMETROS DE MON Y TTHM.

Cuadro A.8.6. Prueba de Anderson – Darling para el subconjunto de datos en la evaluación de la variación espacial.

Parámetro	Tipo de agua	Punto de muestreo				
		1	2	3	4	5
Anderson - Darling						
COT	Cruda	3.97	4.61	3.84	7.28	7.27
COD	Cruda	4.90	4.50	3.72	7.03	6.61
UV 254	Cruda	3.36	6.33	5.49	6.14	6.78
SUVA	Cruda	1.99	3.41	4.35	3.99	4.35
TTHM	Cruda	13.65	3.81	2.88	1.83	3.94

Nota: * Valor $p > 0.05$

Cuadro A.8.7. Prueba de Anderson – Darling para el subconjunto de datos en la evaluación de la variación por tipo de fuente.

Parámetros	Tipo de agua	Tipo de fuente		
		Subsuperficial	Mixta	Superficial
Anderson - Darling				
COT	Cruda	3.25	1.42	2.06
	Potabilizada	9.87	11.43	7.30
COD	Cruda	3.34	1.03	2.74
	Potabilizada	8.91	10.21	6.93
UV 254	Cruda	3.61	1.49	1.12
	Potabilizada	14.29	11.97	5.12
SUVA	Cruda	3.65	0.58*	0.62*
	Potabilizada	12.30	2.97	1.18
TTHM	Cruda	2.83	2.21	7.25
	Potabilizada	1.09	2.97	2.12

Nota: * Valor $p > 0.05$

Cuadro A.8.8. Prueba de Anderson – Darling para el subconjunto de datos en la evaluación de la variación estacional.

Parámetros	Tipo de agua	Épica		
		Transición	Lluviosa	Seca
Anderson - Darling				
COT	Cruda	0.83*	1.31	2.49
	Potabilizada	6.93	5.93	11.16
COD	Cruda	1.52	1.18	2.51
	Potabilizada	7.53	5.97	10.74
UV 254	Cruda	1.01	0.98*	1.60
	Potabilizada	10.22	5.33	8.97
SUVA	Cruda	0.44*	0.39*	1.85
	Potabilizada	1.02*	0.75	8.89
TTHM	Cruda	4.19	5.19	3.49
	Potabilizada	2.97	4.37	4.09

Nota: * Valor $p > 0.05$

APÉNDICE 7: PRUEBA DE ANDERSON – DARLING EN LA FORMULACIÓN DE LOS MODELOS DE PREDICCIÓN DE TTHMs

Cuadro A.8.9. Prueba de Anderson – Darling para los parámetros utilizados para la generación de los modelos de predicción de TTHMs.

Parámetros	Estadístico	Escenario 1 (N = 216)	Escenario 2 (N = 70)	Escenario 3 (N = 67)	Escenario 4 (N = 79)
Temperatura	Anderson - Darling	4.051	2.021	3.107	0.537
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	< 0.005	0.163
pH	Anderson - Darling	2.089	1.787	1.365	1.185
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
Turbidez	Anderson - Darling	18.841	4.484	7.210	3.642
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
Color aparente	Anderson - Darling	14.379	8.603	3.368	3.516
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
Cloro residual libre	Anderson - Darling	1.440	1.242	0.712	0.486
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	0.061	0.219
COT	Anderson - Darling	23.835	9.874	11.434	6.079
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
COD	Anderson - Darling	23.566	8.907	10.209	6.285
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
UV 254	Anderson - Darling	23.505	14.285	11.968	3.345
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
SUVA	Anderson - Darling	14.709	12.302	2.969	1.222
	Valor <i>p</i>	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
TTHM	Anderson - Darling	10.486	1.083	2.973	1.210
	Valor <i>p</i>	< 0.005	0.007	< 0.005	< 0.005

APÉNDICE 8: RESULTADOS ESTADÍSTICOS DE LA FORMULACIÓN DE LOS MODELOS DE PREDICCIÓN DE TTHM

Cuadro A.8.10. Resultados estadísticos y coeficientes de los modelos generados en el escenario 1.

	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4
Análisis estadístico				
N	131	131	123	122
Prueba <i>F</i>	30.56	25.43	52.14	19.42
Prueba <i>F</i> (valor <i>p</i>)	0.000	0.000	0.000	0.000
R ²	0.492	0.447	0.568	0.331
R ² (ajustado)	0.476	0.429	0.557	0.314
R ² (pronosticado)	0.428	0.394	0.528	0.267
S	8.62	1.27	0.29	0.73
Durbin – Watson	1.58	1.54	1.59	1.77

Cuadro A.8.11. Análisis de varianza de los modelos generados en el escenario 1.

	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 1</i>					
Constante	34.3	10.7	3.19	0.002	
pH	-5.44	1.55	-3.52	0.001	1.15
Cl residual libre	18.26	2.92	6.26	0.000	1.16
COD	11.22	2.33	4.82	0.000	1.77
UV 254	258.3	76.9	3.36	0.001	1.73
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 2</i>					
Constante	5.10	1.59	3.21	0.002	
pH	-0.618	0.229	-2.70	0.008	1.15
Cl residual libre	2.791	0.431	6.47	0.000	1.16
COD	1.703	0.344	4.95	0.000	1.77
UV 254	23.5	11.4	2.07	0.040	1.73
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 3</i>					
Constante	4.149	0.750	5.53	0.000	
log ₁₀ pH	-3.028	0.857	-3.53	0.001	1.12
log ₁₀ Cl res. libre	0.5984	0.0629	9.52	0.000	1.13
log ₁₀ COD	0.7598	0.0849	8.95	0.000	1.01
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 4</i>					
Constante	3.625	0.930	3.90	0.000	
pH	-0.318	0.133	-2.39	0.018	1.15
Cl residual libre	1.496	0.252	5.94	0.000	1.19
COD	0.5818	0.0976	5.96	0.000	1.05

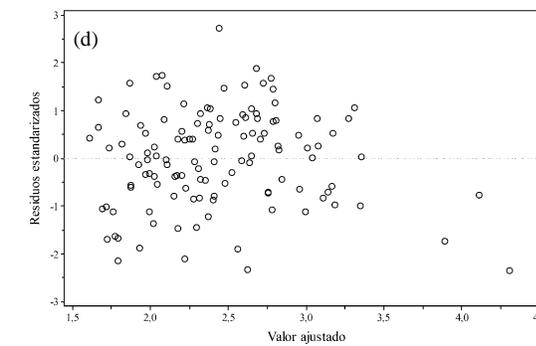
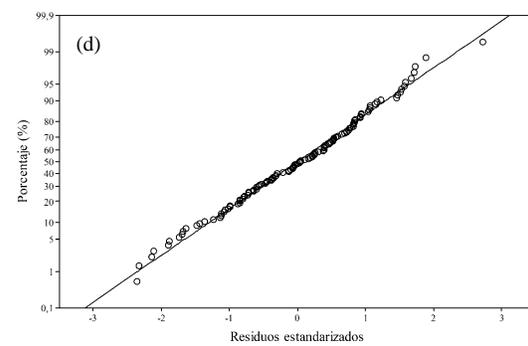
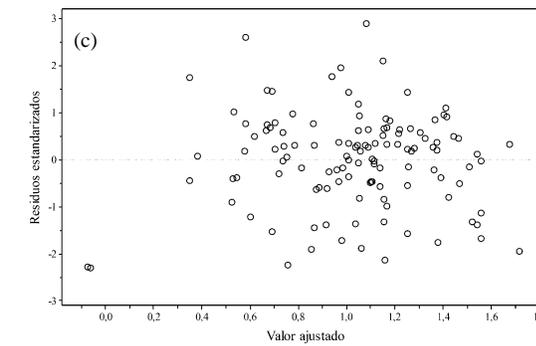
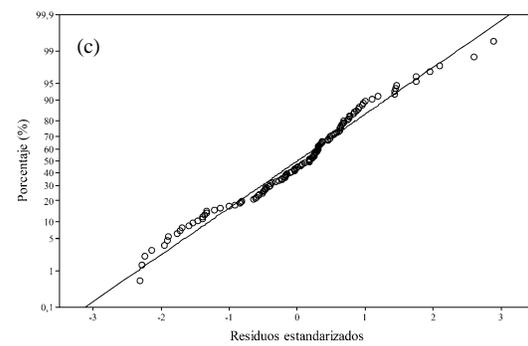
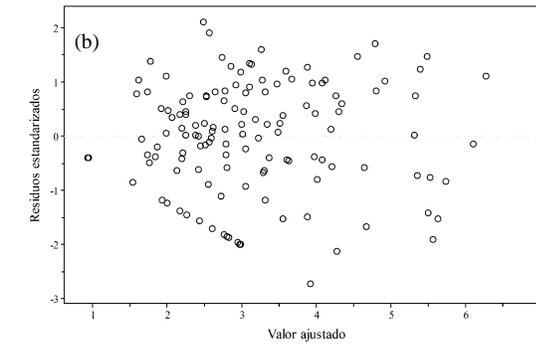
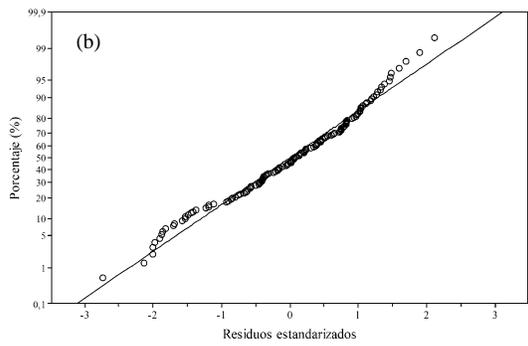
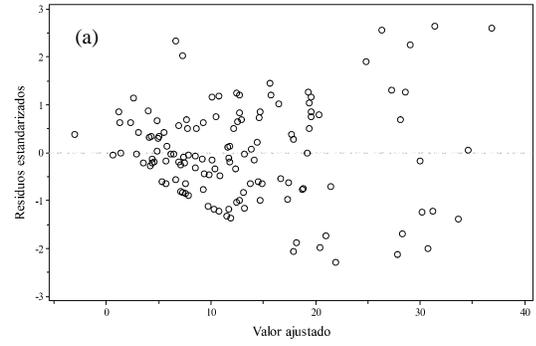
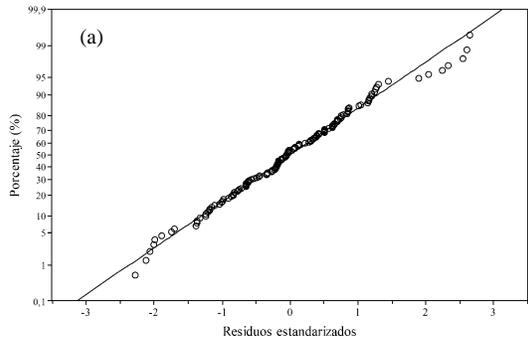


Figura A.8.2. Gráficos de probabilidad normal y residuos estandarizados vs. valor ajustado para los modelos (a) 1, (b) 2, (c) 3 y (d) 4.

Cuadro A.8.12. Rangos de los parámetros considerados en la formulación de los modelos del escenario 1.

Modelos	pH	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	Cloro residual (mg/L)	COD (mg/L)	UV 254 (1/cm)	SUVA (L/mg·m)	TTHM (µg/L)
1	6.00 –	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.10 –	0.0004 –	0.21 –	0.20 –
	8.15	4.81	26.00	1.13	2.21	0.0598	12.38	58.43
2	6.00 –	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.10 –	0.0004 –	0.21 –	0.20 –
	8.15	4.81	26.00	1.13	2.21	0.0598	12.38	58.43
3	6.00 –	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.13 –	0.0004 –	0.21 –	0.20 –
	8.17	2.90	24.31	1.13	4.74	0.0861	12.38	82.33
4	6.00 –	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.13 –	0.0004 –	0.21 –	1.30 –
	8.15	4.81	24.31	1.13	4.74	0.0861	12.38	82.33

Cuadro A.8.13. Resultados estadísticos y coeficientes de los modelos generados en el escenario 2.

	Modelo 5	Modelo 6	Modelo 7
Análisis estadístico			
N	40	41	42
Prueba <i>F</i>	22.97	23.36	4.94
Prueba <i>F</i> (valor <i>p</i>)	0.000	0.000	0.005
R ²	0.657	0.722	0.281
R ² (ajustado)	0.628	0.691	0.224
R ² (pronosticado)	0.583	0.651	0.160
S	2.44	0.14	0.46
Durbin – Watson	1.56	1.65	1.42

Cuadro A.8.14. Análisis de varianza de los modelos generados en el escenario 2.

	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 5</i>					
Constante	1.826	0.807	2.26	0.030	
Turbidez	4.76	1.12	4.26	0.000	1.08
Cl residual libre	6.84	1.12	6.13	0.000	1.01
COD	2.686	0.760	3.53	0.001	1.07
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 6</i>					
Constante	6.144	0.686	8.96	0.000	
log ₁₀ pH	-5.650	0.771	-7.32	0.000	1.89
log ₁₀ Cl res. libre	0.6392	0.0718	8.90	0.000	1.76
log ₁₀ COD	0.1982	0.0785	2.52	0.016	1.20
log ₁₀ SUVA	-0.1395	0.0588	-2.37	0.023	1.28
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 7</i>					
Constante	4.124	0.924	4.46	0.000	
pH	-0.315	0.134	-2.35	0.024	1.28
Cl residual libre	0.913	0.258	3.54	0.001	1.41
UV 254	-15.14	6.85	-2.21	0.033	1.12

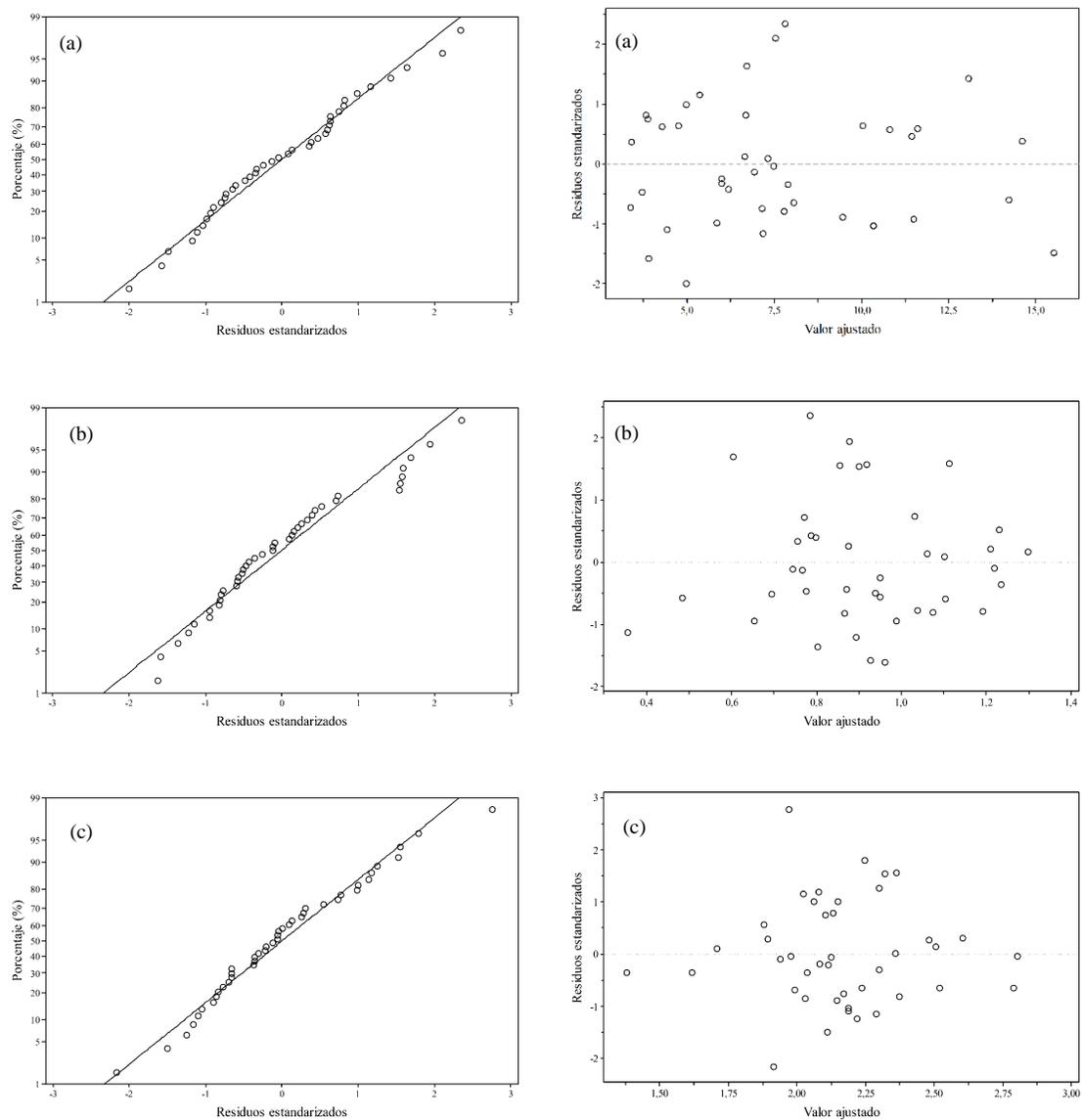


Figura A.8.3. Gráficos de probabilidad normal y residuos estandarizados vs. valor ajustado para los modelos (a) 5, (b) 6 y (c) 7.

Cuadro A.8.15. Rangos de los parámetros considerados en la formulación de los modelos del escenario 2.

Modelos	pH	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	Cloro residual (mg/L)	COD (mg/L)	UV 254 (1/cm)	SUVA (L/mg·m)	TTHM (µg/L)
5	6.00 –	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.13 –	0.0004 –	0.15 –	0.20 –
	7.94	1.53	11.00	1.64	2.42	0.0478	14.06	16.18
6	6.00 –	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.13 –	0.0004 –	0.15 –	1.67 –
	7.94	1.53	11.00	1.64	2.42	0.0478	14.06	20.82
7	6.00 –	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.13 –	0.0004 –	0.15 –	2.59 –
	7.94	1.53	11.00	1.64	2.42	0.0478	14.06	24.62

Cuadro A.8.16. Resultados estadísticos y coeficientes de los modelos generados en el escenario 3.

	Modelo 8	Modelo 9	Modelo 10
Análisis estadístico			
N	44	45	47
Prueba <i>F</i>	23.23	17.04	14.39
Prueba <i>F</i> (valor <i>p</i>)	0.000	0.000	0.000
R ²	0.531	0.630	0.501
R ² (ajustado)	0.508	0.593	0.466
R ² (pronosticado)	0.477	0.535	0.414
S	6.95	0.52	1.42
Durbin – Watson	2.12	1.74	2.14

Cuadro A.8.17. Análisis de varianza de los modelos generados en el escenario 3.

	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 8</i>					
Constante	-19.17	5.11	-3.75	0.001	
Cl residual libre	23.97	3.89	6.17	0.000	1.09
COT	35.66	7.85	4.54	0.000	1.09
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 9</i>					
Constante	-5.47	2.67	-2.04	0.048	
log ₁₀ pH	8.12	2.98	2.72	0.010	1.68
log ₁₀ Color aparente	-0.2282	0.0883	-2.59	0.013	1.21
log ₁₀ Cl res. libre	0.788	0.193	4.08	0.000	1.27
log ₁₀ COD	1.482	0.427	3.47	0.001	1.67
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 10</i>					
Constante	-8.71	2.98	-2.92	0.006	
pH	1.084	0.431	2.51	0.016	1.37
Cl residual libre	3.366	0.734	4.59	0.000	1.11
COD	0.964	0.460	2.09	0.042	1.41

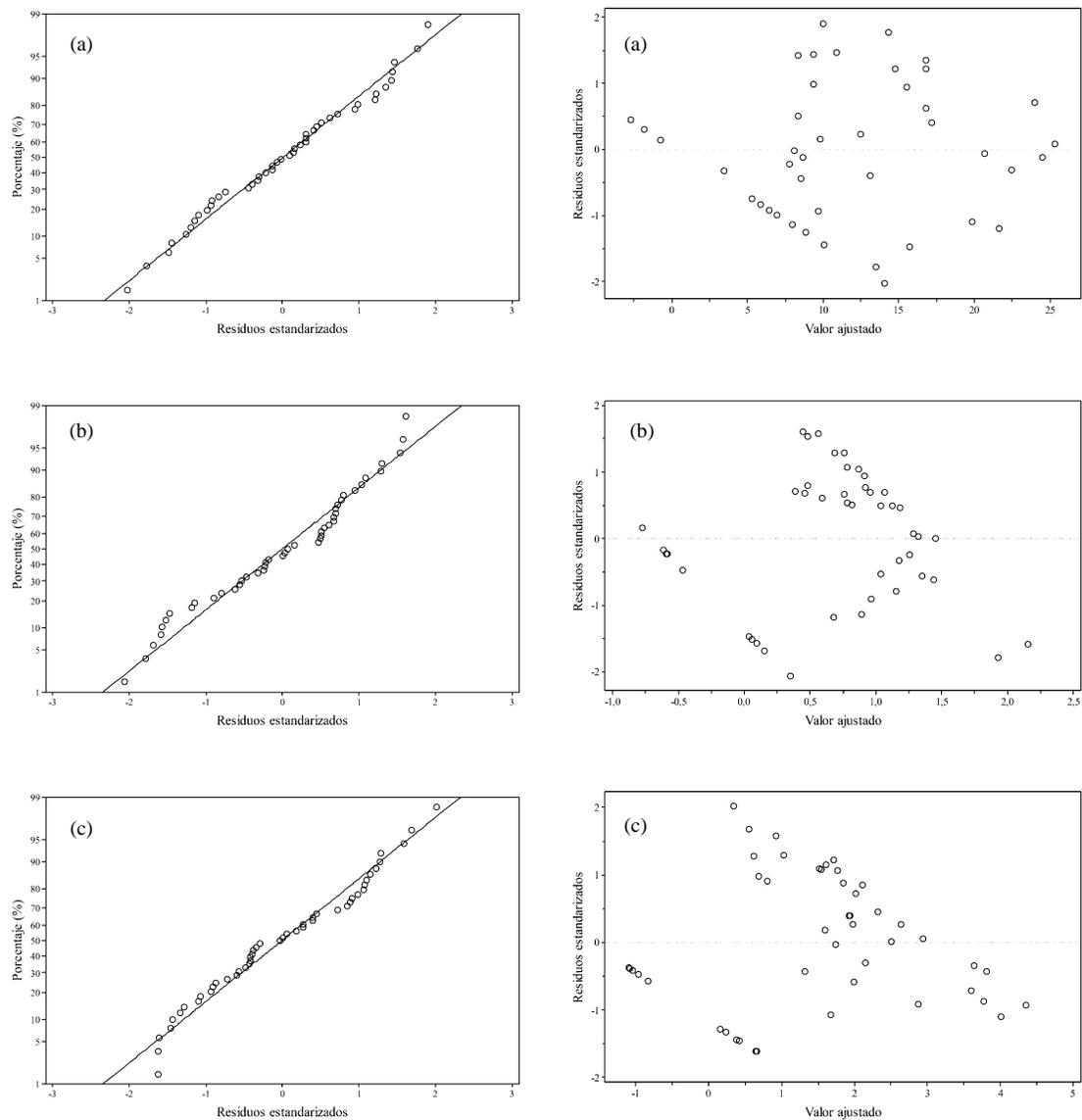


Figura A.8.4. Gráficos de probabilidad normal y residuos estandarizados vs. valor ajustado para los modelos (a) 8, (b) 9 y (c) 10.

Cuadro A.8.18. Rangos de los parámetros considerados en la formulación de los modelos del escenario 3.

Modelos	pH	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	Cloro residual (mg/L)	COT (mg/L)	COD (mg/L)	UV 254 (1/cm)	SUVA (L/mg·m)	TTHM (µg/L)
8	6.24	0.01 –	0.01 –	0.03 –	0.25 –	0.25 –	0.0027	0.39 –	0.20 –
	–	3.29	26.00	1.13	1.00	1.35	–	7.33	28.69
	8.15						0.0586		
9	6.24	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.25 –	0.25 –	0.0027	0.26 –	0.20 –
	–	2.35	22.00	1.13	2.94	2.97	–	7.33	29.16
	8.17						0.0586		
10	6.40	0.01 –	0.01 –	0.02 –	0.25 –	0.25 –	0.0027	0.26 –	0.20 –
	–	2.35	22.00	1.13	2.94	2.97	–	7.33	29.16
	8.17						0.0586		

Cuadro A.8.19. Resultados estadísticos y coeficientes de los modelos generados en el escenario 4.

	Modelo 11	Modelo 12	Modelo 13
Análisis estadístico			
N	40	39	40
Prueba <i>F</i>	9.60	8.78	3.97
Prueba <i>F</i> (valor <i>p</i>)	0.000	0.001	0.027
R ²	0.342	0.328	0.177
R ² (ajustado)	0.306	0.291	0.132
R ² (pronosticado)	0.238	0.175	0.257
S	12.71	0.30	0.82
Durbin – Watson	1.84	0.84	1.61

Cuadro A.8.20. Análisis de varianza de los modelos generados en el escenario 4.

	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 11</i>					
Constante	0.52	5.17	0.10	0.920	
Cl residual libre	14.03	6.27	2.24	0.031	1.03
COD	14.28	3.47	4.11	0.000	1.03
<hr/>					
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 12</i>					
Constante	1.4938	0.0833	17.94	0.000	
log ₁₀ Cl res. libre	0.416	0.136	3.06	0.004	1.18
log ₁₀ COD	0.656	0.171	3.83	0.000	1.18
<hr/>					
	Coefficiente	SE coeficiente	Valor <i>t</i>	Valor <i>p</i>	VIF
<i>Modelo 13</i>					
Constante	2.065	0.313	6.59	0.000	
Cl residual libre	0.776	0.402	1.93	0.061	1.11
COD	0.359	0.140	2.56	0.015	1.11

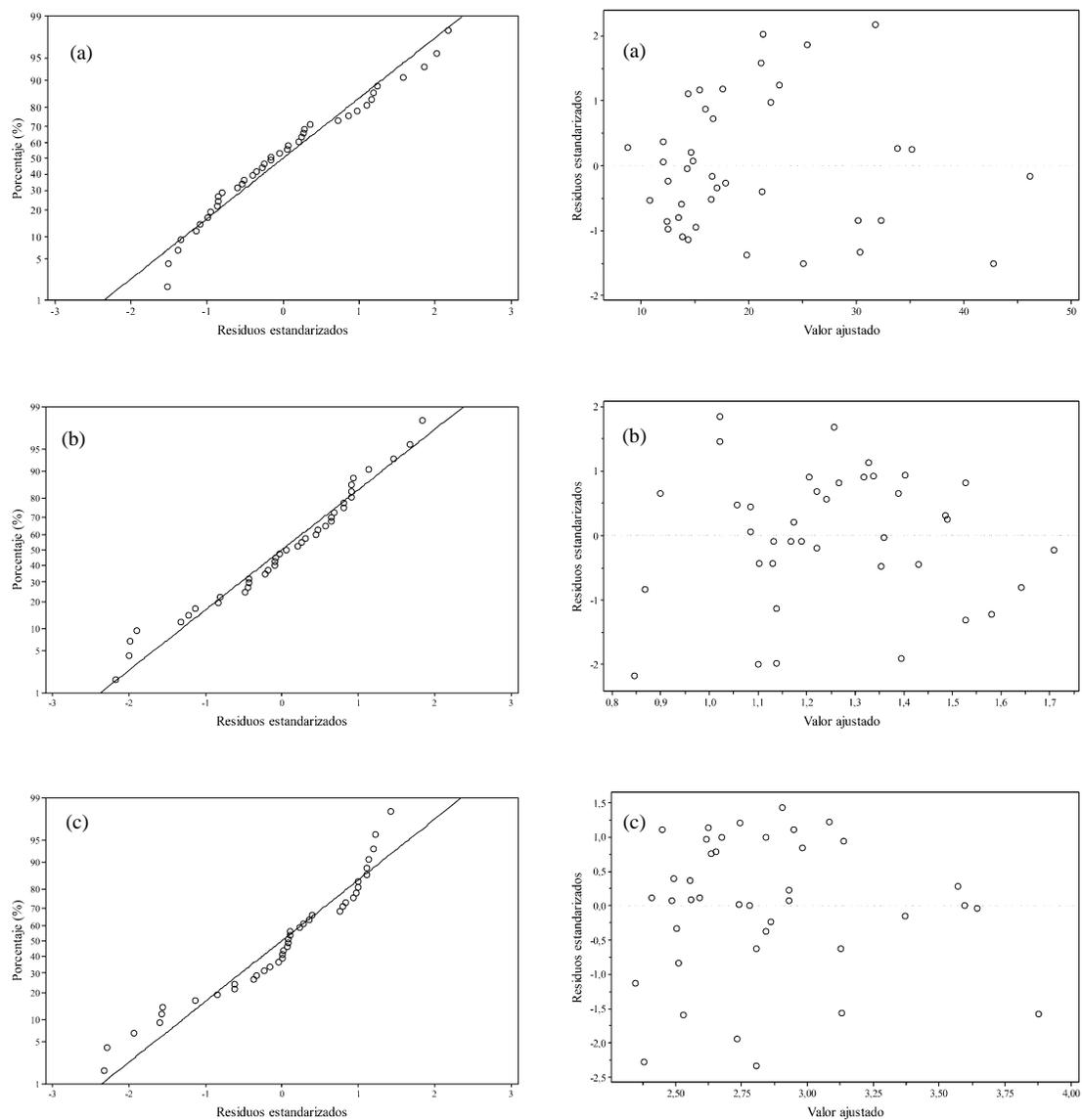


Figura A.8.5. Gráficos de probabilidad normal y residuos estandarizados vs. valor ajustado para los modelos (a) 11, (b) 12 y (c) 13.

Cuadro A.8.21. Rangos de los parámetros considerados en la formulación de los modelos del escenario 4.

Modelos	pH	Turbidez (UNT)	Color aparente (U Pt-Co)	Cloro residual (mg/L)	COD (mg/L)	UV 254 (1/cm)	SUVA (L/mg·m)	TTHM (µg/L)
11	6.19 – 7.90	0.01 – 6.66	0.01 – 31.30	0.04 – 1.64	0.25 – 2.40	0.0051 – 0.0508	0.82 – 4.74	0.20 – 58.43
12	6.19 – 7.90	0.01 – 6.66	0.01 – 31.30	0.04 – 1.64	0.25 – 4.74	0.0051 – 0.0861	0.82 – 4.74	1.81 – 58.43
13	6.19 – 7.90	0.01 – 6.66	0.01 – 31.30	0.04 – 1.64	0.25 – 4.74	0.0051 – 0.0861	0.82 – 4.74	1.81 – 58.43

9 ANEXOS

ANEXO 1: UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES METEOROLÓGICAS Y DATOS DE PRECIPITACIÓN

Cuadro A.9.1. Ubicación de las estaciones meteorológicas más cercanas a los acueductos evaluados. (IMN, 2020).

Estación meteorológica	Código	Provincia	Longitud (CRTM-05)	Latitud (CRTM-05)	Acueductos cercanos
Linda Vista	73018	Cartago	1087341.316	503198.626	ASAGUA, ASAHIG, ASAHIGG, ASAI SI, ASAUQE, ASATAB, ASATOB
ITCR	73123	Cartago	1089401.766	510023.967	
RECOPE	73129	Cartago	1094077.416	506720.056	ASACOO
Pacayas	73141	Cartago	1096227.175	521291.941	ASACIP
San Mateo	82011	Alajuela	1098243.490	443072.059	ASAACU, ASAACUCEN
Mastate	82017	Alajuela	1103300.540	437484.811	ASAROM
San Miguel	84239	Alajuela	1113666.329	456218.802	ASARIN, ASASAN
Jaboncillal	84251	San José	1100847.337	502069.516	ASAUNI
Finca Damas	90013	Puntarenas	1049931.751	476424.876	ASALON, ASASRC
Guapil	96003	Puntarenas	1025166.148	513021.922	ASAHAT, ASAMAT

Cuadro A.9.2. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 73018 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	0.49
Mayo	2018	9.42
Junio	2018	8.00
Julio	2018	4.81
Agosto	2018	3.61
Setiembre	2018	7.03
Octubre	2018	6.25
Noviembre	2018	1.66
Diciembre	2018	0.37
Enero	2019	0.12
Febrero	2019	0.23
Marzo	2019	0.31
Abril	2019	1.84
Mayo	2019	11.37
Junio	2019	2.31
Julio	2019	2.39
Agosto	2019	5.20
Setiembre	2019	6.30

Cuadro A.9.3. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 73123 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	0.37
Mayo	2018	9.97
Junio	2018	9.05
Julio	2018	6.21
Agosto	2018	3.28
Setiembre	2018	5.78
Octubre	2018	9.93
Noviembre	2018	2.03
Diciembre	2018	1.07
Enero	2019	0.34
Febrero	2019	0.63
Marzo	2019	0.46
Abril	2019	1.84
Mayo	2019	10.18
Junio	2019	2.09
Julio	2019	3.83
Agosto	2019	3.94
Setiembre	2019	6.87

Cuadro A.9.4. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 73129 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	0.51
Mayo	2018	7.86
Junio	2018	7.07
Julio	2018	3.38
Agosto	2018	3.23
Setiembre	2018	5.74
Octubre	2018	6.99
Noviembre	2018	1.04
Diciembre	2018	0.11
Enero	2019	0.08
Febrero	2019	0.06
Marzo	2019	0.11
Abril	2019	0.84
Mayo	2019	11.97
Junio	2019	1.65
Julio	2019	1.91
Agosto	2019	3.63
Setiembre	2019	8.49

Cuadro A.9.5. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 73141 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	1.51
Mayo	2018	8.26
Junio	2018	7.07
Julio	2018	3.53
Agosto	2018	10.04
Setiembre	2018	6.75
Octubre	2018	1.99
Noviembre	2019	0.81
Diciembre	2019	1.84
Enero	2019	2.09
Febrero	2019	1.60
Marzo	2019	10.03
Abril	2019	3.63
Mayo	2019	5.28
Junio	2019	5.99
Julio	2019	6.73

Cuadro A.9.6. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 82011 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	5.42
Mayo	2018	8.24
Junio	2018	7.88
Julio	2018	8.13
Agosto	2018	5.67
Setiembre	2018	10.08
Octubre	2018	13.10
Noviembre	2018	6.14
Diciembre	2018	1.32
Enero	2019	0.00
Febrero	2019	0.00
Marzo	2019	0.09
Abril	2019	2.31
Mayo	2019	15.50
Junio	2019	5.18
Julio	2019	2.64
Agosto	2019	8.31
Setiembre	2019	14.00

Cuadro A.9.7. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 82011 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	10.08
Mayo	2018	7.52
Junio	2018	8.66
Julio	2018	4.41
Agosto	2018	7.17
Setiembre	2018	11.76
Octubre	2018	16.84
Noviembre	2018	6.43
Diciembre	2018	1.32
Enero	2019	0.83
Febrero	2019	3.45
Marzo	2019	7.06
Abril	2019	2.35
Mayo	2019	10.62
Junio	2019	5.14
Julio	2019	3.38
Agosto	2019	7.94
Setiembre	2019	14.29

Cuadro A.9.8. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 84251 entre setiembre 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Setiembre	2018	10.88
Octubre	2018	7.57
Noviembre	2018	3.34
Diciembre	2018	0.44
Enero	2019	0.05
Febrero	2019	0.01
Marzo	2019	0.03
Abril	2019	0.99
Mayo	2019	12.54
Junio	2019	5.40
Julio	2019	2.76
Agosto	2019	2.83
Setiembre	2019	9.49

Cuadro A.9.9. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 84239 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	0.06
Mayo	2018	8.85
Junio	2018	4.12
Julio	2018	4.79
Agosto	2018	5.51
Setiembre	2018	10.93
Octubre	2018	10.53
Noviembre	2018	5.71
Diciembre	2018	0.17
Enero	2019	0.19
Febrero	2019	0.00
Marzo	2019	0.00
Abril	2019	0.16
Mayo	2019	11.55
Junio	2019	5.83
Julio	2019	3.11
Agosto	2019	6.74
Setiembre	2019	13.38

Cuadro A.9.10. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 96003 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	10.10
Mayo	2018	11.93
Junio	2018	12.26
Julio	2018	14.02
Agosto	2018	13.75
Setiembre	2018	15.41
Octubre	2018	33.24
Noviembre	2018	16.13
Diciembre	2018	3.35
Enero	2019	0.00
Febrero	2019	0.06
Marzo	2019	0.00
Abril	2019	3.65
Mayo	2019	19.15
Junio	2019	16.57
Julio	2019	15.42
Agosto	2019	20.86
Setiembre	2019	20.51

Cuadro A.9.11. Precipitación media mensual de la estación meteorológica 90013 entre abril 2018 a setiembre 2019.

Mes	Año	Precipitación mensual (mm)
Abril	2018	6.49
Mayo	2018	17.28
Junio	2018	9.79
Julio	2018	12.55
Agosto	2018	12.12
Setiembre	2018	8.55
Octubre	2018	36.68
Noviembre	2018	6.57
Diciembre	2018	2.75
Enero	2019	0.12
Febrero	2019	0.73
Marzo	2019	0.05
Abril	2019	2.05
Mayo	2019	12.76
Junio	2019	10.76
Julio	2019	13.70
Agosto	2019	22.54
Setiembre	2019	26.81

ANEXO 2: CRITERIOS DE EVALUACIÓN DE MODELOS OBTENIDOS POR RLM.

Cuadro A.9.12. Algunos criterios de evaluación de modelos obtenidos por RLM. (Acuña, 2004).

Criterio	Interpretación
Pruebas de hipótesis	Prueba <i>F</i> : se utiliza para determinar si los coeficientes de regresión del modelo son significativos para explicar la variabilidad. Prueba <i>t</i> : se utiliza para evaluar la significancia del aporte de cada coeficiente de regresión al modelo.
Coficiente de determinación (R^2)	Determina el porcentaje de la variación de la variable independiente que es explicada por el modelo.
Varianza estimada del error (S)	Determina el grado en el que el modelo describe la respuesta y representa la distancia que separa a los valores observados de los valores predichos por el modelo.
Factor de inflación de la varianza (FIV)	Determina el grado de multicolinealidad en el modelo. Se reporta que es recomendable que los valores de FIV se mantengan menores a 10.

ANEXO 3: EJEMPLOS DE LA EVALUACIÓN DE LOS SUPUESTOS ESTADÍSTICOS EN LA GENERACIÓN DE MODELOS DE RLM.

Cuadro A.9.13. Supuestos estadísticos en la generación de modelos de RLM. (Pardoe, 2012).

Supuesto	Descripción	Prueba
Normalidad	Los residuos tienen una distribución normal.	Gráficos de probabilidad normal o “QQ plots”
Varianza constante	Los residuos tienen varianza constante, algunas veces llamada homocedasticidad.	Gráfico de residuos vs. valores ajustados.
Independencia	El valor de un residuo es independiente de otro valor de residuos para cualquier otra observación.	Gráfico del orden en el que se recolectó un dato vs. el residuo. Estadístico de Durbin-Watson entre 1.5 a 2.5.

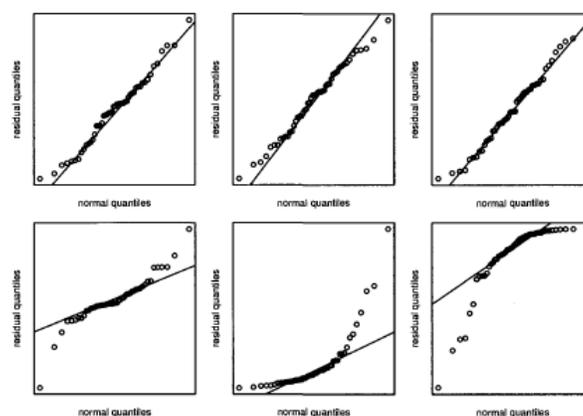


Figura A.9.1. Ejemplos de QQ plots para comprobar normalidad de los residuos. (Pardoe, 2012).

Nota: En la primera fila los gráficos cumplen con una distribución normal, sin embargo, en la segunda fila se presenta incumplimiento del supuesto.

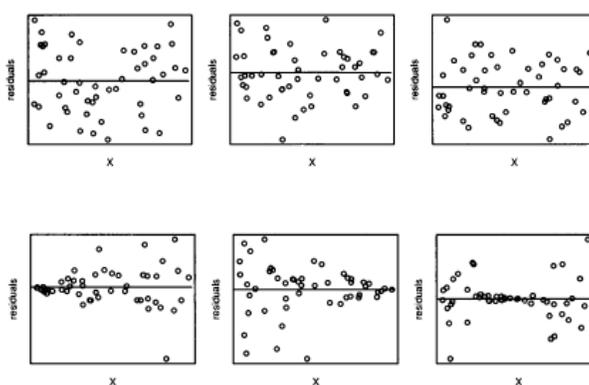


Figura A.9.2. Gráficos de residuos vs. valor ajustado para comprobar varianza constante. (Pardoe, 2012).

Nota: En la primera fila los gráficos cumplen con el supuesto de varianza constante, ya que los residuos se aproximan a cero y la variabilidad permanece constante. En la segunda fila se muestran ejemplos donde no se cumple el supuesto.

ANEXO 4: INVESTIGACIONES SOBRE EL DESARROLLO DE MODELOS DE PREDICCIÓN DE TTHMs

Cuadro A.9.14. Modelos de regresión lineal y no lineales multivariados para la predicción de trihalometanos totales.

Modelo	n	R ²	Referencia
$\ln \text{TTHM} = -3.2 + 1.072 \cdot \text{pH} - (\text{COT})^{-0.1}$	41	0.469	Tsitsifli & Kanakoudis (2020)
$\log_{10} \text{TTHM} = 5.04 + 8.17 \cdot \log_{10} \text{pH} - 1.595 \cdot (\text{COT})^{-0.1}$	64	0.463	Tsitsifli & Kanakoudis (2020)
$\text{TTHM} = (\text{COT})^{7.533} \cdot (\text{T})^{-0.553} \cdot (\text{Tur.})^{-0.130} \cdot (\text{ST})^{-0.625} \cdot (\text{D Cl}_2)^{2.427}$	70	0.709	Salam et al. (2020)
$\text{TTHM} = -61.93 + 4.95 \cdot \text{T} - 8.73 \cdot \text{pH} + 73.22 \cdot \text{Br}^- - 1.94 \cdot \text{Tur.} + 18.27 \cdot \text{COT} - 2228.18 \cdot \text{UV 254} + 104.90 \cdot \text{D Cl}_2$	NR	0.710	Al-Tmemy et al. (2018)
$\text{TTHM} = -150.833 + 40.948 \cdot \text{pH} + 6.153 \cdot \text{T} - 13.876 \cdot \text{R Cl}_2 + 8.100 \cdot \text{RT} + 6.221 \cdot \text{COT} + 292.308 \cdot \text{UV 254}$	NR	0.872	Kumari & Gupta (2015)
$\text{TTHM} = 93.52 + 9.726 \cdot \text{Total Cl}_2 - 22.08 \cdot \text{R Cl}_2 - 13.79 \cdot \text{pH} + 4.019 \times 10^4 \cdot \text{Dist.} + 1.333 \cdot \text{T} + 2.302 \cdot \text{COT}$	624	0.543	Feungpean et al. (2015)
$\text{TTHM} = -347.56 + 2.88 \cdot \text{T} - 13.56 \cdot \text{SUVA} + 151.46 \cdot \text{D Cl}_2$	36	0.470	Babaei et al. (2015)
$\text{TTHM} = -159.13 - 11.07 \cdot \text{SUVA} + 0.54 \cdot \text{Br}^- - 42.93 \cdot \text{R Cl}_2 + 154.47 \cdot \text{D Cl}_2$	54	0.540	Babaei et al. (2015)
$\text{TTHM} = 0.0072 \cdot \text{pH}^{2.60} \cdot \text{T}^{0.396} \cdot \text{RT}^{0.475} \cdot \text{COT}^{1.397}$	NR	0.750	Mukundan & Van Dreason (2014)
$\text{TTHM} = 4.01 + 319.88 \cdot \text{UV 254} + 2.42 \cdot \text{D Cl}_2$	60	0.230	Semerjian et al. (2009)
$\text{TTHM} = 10^{0.715} \cdot \text{COD}_{\text{cruda}}^{0.322} \cdot \text{COD}_{\text{tratada}}^{0.761} \cdot \text{Pre - Cl}_2^{0.206} \cdot \text{Post - Cl}_2^{0.206} \cdot \text{T}^{0.204}$	180	0.520	McBean et al. (2008)
$\text{TTHM} = 7.07 \times 10^{-2} \cdot (\text{COT} + 3.2)^{1.314} \cdot (\text{pH} - 4.0)^{1.496} \cdot (\text{D Cl}_2 - 2.5)^{-0.197} \cdot (\text{T} + 10)^{0.724}$	120	0.986	Uyak et al. (2005)
$\log_{10} \text{TTHM} = 0.33 \cdot \text{pH} - 0.02 \cdot \text{pH}^2 + 0.12 \cdot \text{RT} - 0.004 \cdot \text{RT}^2$	NR	0.530	Nikolaou et al. (2004)
$\log_{10} \text{TTHM} = -0.44 \cdot \text{pH} - 7.53 \cdot \log_{10} \text{pH} - 1.10 \cdot \text{D Cl}_2 + 0.20 \cdot \text{D Cl}_2^2$	NR	0.280	Nikolaou et al. (2004)

Nota: Trihalometanos totales (TTHM) (mg/L), Potencial de hidrógeno (pH), Carbono orgánico total (COT) (mg/L), Temperatura (T) (°C), Turbidez (Tur.) (UNT), Sólidos totales (ST) (mg/L), Dosis de cloro (D Cl₂) (mg/L), Dosis de cloro en precloración (Pre - Cl₂) (mg/L), Dosis de cloro en postcloración (Post - Cl₂) (mg/L), Ion bromuro (Br⁻) (mg/L), Absorbancia de luz UV a 254 nm (UV 254) (1/cm), Cloro residual libre (R Cl₂) (mg/L), Tiempo de reacción (RT) (h o min), Cloro total (Total Cl₂) (mg/L), Distancia red (Dist.) (Km), Absorbancia específica de luz UV a 254 nm (SUVA) (L/mg·m), NR: No Reportado.