

UCUENCA

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

Evaluación del riesgo para la salud asociado con el aluminio residual del agua potable distribuida en una zona periurbana del cantón Azogues.

Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental

Autores:

Luis Miguel Alvarez Altamirano

CI: 0302230198

Correo electrónico: luis.alvarez140@icloud.com

Tatiana Isabel Encalada Alvear

CI: 0105325773

Correo electrónico: tatiencalada@gmail.com

Director:

Fausto Fernando García Ávila

CI: 0301454617

Cuenca, Ecuador

21-noviembre-2022

Resumen:

El presente trabajo de titulación se desarrolló en la red de distribución de la planta de tratamiento que administra la Junta de Agua Potable Regional Bayas. El objetivo principal de esta investigación fue evaluar el riesgo para la salud asociado con el aluminio residual del agua potable mediante el análisis de parámetros físico - químicos durante la época seca y húmeda.

La investigación fue de carácter analítico, en la cual se evaluó la asociación entre la exposición al aluminio y el riesgo para la salud. Por medio del método transversal se describieron y analizaron las variables. Se tomaron muestras de agua cruda y tratada en la planta de tratamiento y en diferentes predios. Los parámetros medidos fueron: concentración de aluminio, pH, temperatura, turbidez, color, conductividad y sólidos disueltos totales.

De los resultados se obtuvo que en general los parámetros cumplieron con los límites permisibles de la normativa NTE INEN 1108:2020, que incluye el aluminio entre sus parámetros químicos. Las concentraciones de aluminio residual promedio en la época seca fueron de 0.028 mg/L y 0.019 mg/L en la época húmeda, valores que se encontraron muy por debajo del límite estándar de 0.25 mg/L, siendo ligeramente superiores durante el periodo seco. El cálculo del Índice de Riesgo (HI) mostró que la población, tanto niños como adultos que consumen el agua potable brindada por la Junta de Bayas no presentaban riesgo a la salud por la ingesta de aluminio, debido a que el valor de HI fue menor a 1 en ambas épocas de estudio durante una exposición de 6 meses.

El análisis estadístico demostró que la época influye en la cantidad de aluminio residual debido a la influencia de otros parámetros. Aunque, no se encontró incidencia de la época climática en el posible riesgo para la salud

Palabras clave: Aluminio. Agua potable. Riesgo para la salud. Ingesta diaria crónica (CDI). Índice de riesgo (HI). Época seca. Época húmeda. Turbidez. Temperatura. Bayas.

Abstract:

The present graduation work was developed in the distribution network of the treatment plant managed by the Junta de Agua Potable Regional Bayas. The main objective of this research was to evaluate the health risk associated with residual aluminum in drinkingwater by analyzing physical-chemical parameters during the dry and rainy season.

The research was analytical, and the association between the exposure to aluminum and health risk was evaluated. The variables were described and analyzed through the implementation of a cross-sectional method. Samples of raw and treated water were taken atthe treatment plant and at different areas. The parameters measured were: aluminum concentration, pH, temperature, turbidity, color, conductivity, and total dissolved solids.

From the results it was obtained that in general the parameters complied with the permissible limits of the NTE INEN 1108:2020 regulation, which includes aluminum amongits chemical parameters. The average residual aluminum concentrations in the dry stage were 0.028 mg/L and 0.019 mg/L in the rainy stage. Those values were well below the standard limit of 0.25 mg/L, being slightly higher during the dry period. The calculation of the hazardindex (HI) showed that the population, both children and adults who consume the drinking water provided by the Junta de Bayas, did not present a health risk due to the intake of aluminum because the HI value was lower to 1 in both study stages during a 6-month exposure.

Statistical analysis showed that the season influences the amount of residual aluminum due to the influence of other parameters. Nevertheless, no incidence of the climaticstage was found in the possible health risk.

Keywords: Aluminum. Drinking water. Health risk. Chronic daily intake (CDI). Hazard index (HI). Dry season. Rainy season. Turbidity. Temperature. Bayas.

Índice

Capítulo I	15
1. Introducción	15
1.1 Objetivos	18
1.1.1 Objetivo General	18
1.1.2 Objetivos Específicos	18
Capítulo II	19
2. Marco Teórico.....	19
2.1 Agua para consumo humano.....	19
2.2 Calidad del agua potable	19
2.2.1 Características físicas	19
2.2.2 Características químicas	20
2.2.3 Características biológicas	20
2.3 Parámetros fisicoquímicos	20
2.3.1 Color	20
2.3.2 Turbidez.....	21
2.3.3 Temperatura.....	21
2.3.4 pH (Potencial de hidrógeno).....	21
2.3.5. Sólidos disueltos totales	21
2.3.6. Conductividad.....	22
2.4 Descripción general del proceso de potabilización en la planta de tratamiento	22
2.4.1 Captación del agua cruda.....	23
2.4.2 Coagulación.....	23
2.4.3 Floculación	28
2.4.4 Sedimentación	30
2.4.5 Filtración.....	30
2.4.6 Desinfección	31
2.4.7 Almacenamiento del agua tratada	32
2.5 Aluminio	33

2.5.1 Toxicidad del aluminio.....	35
2.5.2 Mecanismos de ingreso de aluminio al organismo.....	35
2.5.4 Enfermedades causadas por acumulación de aluminio	36
2.5.5 Aluminio en el cerebro	36
2.5.6 Aluminio en los huesos	37
2.5.7 Efectos hormonales	37
2.5.8 Normativa	37
2.6 Estado del arte del aluminio en agua potable.....	38
Capítulo III.....	43
3. Materiales y Métodos.....	43
3.1 Tipo y diseño de investigación.....	43
3.2 Área de estudio y zonas de muestreo	43
3.3 Monitoreo.....	43
3.4 Toma de muestras	44
3.5 Materiales.....	44
3.5.1 Materiales de campo.....	44
3.5.2 Materiales de laboratorio.....	45
3.5.3 Equipos	45
3.5.4 Reactivos	45
3.6 Recolección de las muestras.....	46
3.7 Análisis físico del agua	46
3.7.1 Determinación de turbidez	46
3.7.2 Determinación de sólidos disueltos totales.....	46
3.7.3 Determinación de color	47
3.7.4 Determinación de la conductividad	47
3.7.5 Determinación de la temperatura.....	48
3.8 Análisis químico del agua	48
3.8.1 Determinación del pH.....	48
3.8.2 Determinación del aluminio	49

3.9 Evaluación del riesgo	50
3.9.1. Ingesta diaria crónica.....	50
3.9.2 Cociente de riesgo e Índice de riesgo	51
3.10 Análisis estadístico y numérico.....	52
Capítulo IV	53
4. Resultados y Discusión.....	53
4.1 Concentración de aluminio contenida en el agua potable en la red de distribución ...	53
4.2 Concentración de aluminio contenida en el agua cruda.....	53
4.3 Variación de la concentración de aluminio entre épocas y puntos de muestreo	54
4.4 Concentraciones de aluminio residual durante las épocas de estudio.....	55
4.5 Concentración de aluminio residual con sulfato de aluminio y PAC como coagulantes	57
4.6 Riesgo de Alzheimer por ingestión de aluminio en agua potable.....	58
4.7 Correlación entre parámetros medidos y concentración de aluminio	59
4.7.1 Sólidos disueltos y concentración de aluminio	60
4.7.2 Conductividad y concentración de aluminio	60
4.7.3 pH y concentración de aluminio.....	61
4.7.4 Temperatura y concentración de aluminio	61
4.7.5 Turbidez y concentración de aluminio	62
4.7.6 Color y concentración de aluminio.....	62
4.8 Análisis estadístico entre épocas de estudio y concentración de aluminio	62
4.8.1 Normalidad de datos entre época seca y concentración de aluminio	62
4.8.2 Normalidad de datos entre época húmeda y concentración de aluminio	63
4.8.3 Evaluación temporal de la concentración de aluminio en la red de distribución .	64
4.9 Variación temporal de los parámetros fisicoquímicos en la red de distribución	64
4.9.1 Sólidos disueltos.....	64
4.9.2 Conductividad eléctrica.....	65
4.9.3 pH	66
4.9.4 Temperatura.....	67

4.9.5 Color	68
4.9.6 Turbidez.....	68
4.10 Regresión lineal múltiple de la concentración de aluminio residual en las épocas de estudio	69
4.11 Comparación de parámetros fisicoquímicos con la normativa vigente	70
4.12 Evaluación de los riesgos para la salud.....	72
4.12.1 Ingesta diaria crónica.....	72
4.12.2 Riesgo no cancerígeno.....	73
4.13 Análisis estadístico entre épocas de estudio y riesgo no cancerígeno	76
4.13.1 Normalidad de datos entre época seca y riesgo no cancerígeno.....	76
4.13.2 Normalidad de datos entre época húmeda y riesgo no cancerígeno.....	77
4.14 Evaluación del riesgo a la salud entre épocas	77
Capítulo V	79
5. Conclusiones y Recomendaciones.....	79
5.1 Conclusiones	79
5.2 Recomendaciones.....	81
Bibliografía	82
Anexos	88

Índice de Tablas

Tabla 1. Diferencias de concentración de aluminio en el agua potable de la red de distribución para las dos épocas de estudio.	53
Tabla 2. Concentración de aluminio en agua cruda y tratada para las épocas de estudio. ..	54
Tabla 3. Influencia entre épocas de estudio y concentración de aluminio.....	64
Tabla 4. Coeficiente de determinación R^2 ajustado para las épocas de estudio.	70
Tabla 5. Límites permisibles para los parámetros analizados en la red de distribución.....	71
Tabla 6. Ingesta diaria crónica en niños y adultos en cada época de estudio.	73
Tabla 7. Valores de HQ en niños y adultos en época seca y húmeda.	74
Tabla 8. Valores de HI en niños y adultos en época seca y húmeda.	74
Tabla 9. Comparación de resultados del HI del presente estudio con otros estudios	75
Tabla 10. Evaluación del riesgo en la salud entre épocas de estudio.	78

Índice de Figuras

Figura 1. Proceso de potabilización del agua.	22
Figura 2. Proceso de coagulación.	24
Figura 3. Policloruro de aluminio (PACl - 71).	26
Figura 4. Floculadores hidráulicos: a) Floculador horizontal b) Floculador vertical	29
Figura 5. Sedimentadores: a) Sedimentador de alta tasa laminar b) Sedimentador de alta tasa tubular.	30
Figura 6. Filtros: a) Prefiltros de grava b) Batería de filtros rápidos de arena	31
Figura 7. Proceso de cloración: a) Cámara de cloración b) Dosificación por goteo	32
Figura 8. Tanque de almacenamiento.	33
Figura 9. Localización de los puntos de muestreo.....	44
Figura 10. Procedimiento para determinar la turbidez.	46
Figura 11. Procedimiento para determinar los sólidos disueltos.	47
Figura 12. Procedimiento para determinar el color.	47
Figura 13. Procedimiento para determinar la conductividad.....	48
Figura 14. Procedimiento para determinar la temperatura.	48
Figura 15. Procedimiento para determinar el pH.....	49
Figura 16. Procedimiento para determinar la concentración de aluminio residual.	49
Figura 17. Tendencia de la concentración de aluminio residual en los dos periodos analizados.....	55
Figura 18. Mapas de concentraciones de aluminio residual en la red de distribución durante las épocas de estudio: a) Época húmeda b) Época seca.....	56
Figura 19. Correlación entre parámetros medidos y concentración de aluminio en época seca.....	59
Figura 20. Correlación entre parámetros medidos y concentración de aluminio en época húmeda.	60
Figura 21. Histograma de frecuencia entre la concentración de aluminio y la época seca. 63	
Figura 22. Histograma de frecuencia entre la concentración de aluminio y la época húmeda.	63
Figura 23. Tendencia de sólidos disueltos en los dos periodos analizados.	65
Figura 24. Tendencia de la conductividad en los dos periodos analizados.	66
Figura 25. Tendencia del pH en los dos periodos analizados.....	67
Figura 26. Tendencia de la temperatura en los dos periodos analizados.....	67
Figura 27. Tendencia del color en los dos periodos analizados.	68
Figura 28. Tendencia de la turbidez en los dos periodos analizados.....	69
Figura 29. Histograma de frecuencia en época seca: (a) Niños y (b) Adultos	76
Figura 30. Histograma de frecuencia en época húmeda: (a) Niños y (b) Adultos	77

Cláusula de Propiedad Intelectual

Yo, Luis Miguel Alvarez Altamirano autor/a del trabajo de titulación **“Evaluación del riesgo para la salud asociado con el aluminio residual del agua potable distribuida en una zona periurbana del cantón Azogues.”**, certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, 21 de noviembre de 2022



Luis Miguel Alvarez Altamirano

C.I: 0302230198

Cláusula de Propiedad Intelectual

Yo, Tatiana Isabel Encalada Alvear autor/a del trabajo de titulación "**Evaluación del riesgo para la salud asociado con el aluminio residual del agua potable distribuida en una zona periurbana del cantón Azogues.**", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, 21 de noviembre de 2022



Tatiana Isabel Encalada Alvear

C.I.: 0105325773

Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Luis Miguel Alvarez Altamirano en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Evaluación del riesgo para la salud asociado con el aluminio residual del agua potable distribuida en una zona periurbana del cantón Azogues", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 21 de noviembre del 2022



Luis Miguel Alvarez Altamirano

C.I.: 0302230198

Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Tatiana Isabel Encalada Alvear en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Evaluación del riesgo para la salud asociado con el aluminio residual del agua potable distribuida en una zona periurbana del cantón Azogues", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 21 de noviembre del 2022



Tatiana Isabel Encalada Alvear

C.I: 0105325773

Agradecimientos

En la culminación de nuestra etapa universitaria agradecemos principalmente a Dios por brindarnos la sabiduría para realizar este proyecto.

A nuestros familiares por confiar en nosotros y alentarnos en la realización de nuestro trabajo de titulación.

A todos los profesores que, durante estos años en la universidad, aportaron con sus conocimientos en nuestro crecimiento profesional.

A nuestro director de tesis, Ing. Fernando García quien nos brindó su conocimiento y facilitó los recursos necesarios para terminar nuestros estudios con éxito.

Al Ing. Edgar Gallegos, director de la Junta de Agua Potable Regional Bayas por la disponibilidad y por darnos la apertura para poder realizar nuestro proyecto de tesis en la planta potabilizadora de la Junta de Bayas.

Finalmente, a la comunidad de la Parroquia Bayas por su acogida y compromiso para culminar con nuestra investigación.

Dedicatoria

Dedico este momento a toda mi familia que me motivo desde el inicio de mi carrera universitaria hasta culminarla. A mi mamá porque fue mi apoyo incondicional para lograrlo, a mis hermanos que fueron mi inspiración, a mi novia que siempre estuvo en cada momento y se alegró mucho más que yo por mis logros y finalmente a mí que a pesar de cualquier circunstancia, nunca deje de intentarlo.

Luis Miguel

Dedicatoria

Dedico este trabajo principalmente a mis abuelos, quienes han sido como mis padres. A mi abuela que me ha acompañado en todo momento y a mi abuelo que siempre me expresaba su deseo de estar en mi graduación, ahora que pronto partirá el comienzo de mi carrera profesional se lo dedico a él.

Tatiana

Capítulo I

1. Introducción

El agua es un compuesto indispensable para la vida, toda persona debe disponer de un suministro accesible, suficiente e inocuo. El acceso al agua potable puede proporcionar beneficios tangibles para la salud debido a que es adecuada para el consumo humano, higiene y uso doméstico. No obstante, se debe considerar las diferentes vulnerabilidades que pueden presentar las personas en diferentes periodos de su vida, siendo los lactantes, niños de corta edad, personas con condiciones anti sanitarias y ancianos los que representan un mayor riesgo de contraer enfermedades transmitidas por el consumo de agua (OMS, 2011).

En la actualidad, se desarrolla un creciente interés por garantizar la seguridad en el agua de consumo. Para ello, se debe considerar metas establecidas por una autoridad competente en materia de salud; además de infraestructura, monitoreo, planificación y una gestión eficiente, mediante una estricta vigilancia. En consecuencia, se han establecido normas sobre el consumo de agua que difieren según el país, región, naturaleza y forma (OMS, 2011).

Un aspecto clave es el control de la potabilidad debido a que el agua es un medio de transporte de compuestos físicoquímicos y microorganismos. Para llevar a cabo la inspección y vigilancia sanitaria se debe realizar un seguimiento de las características físicas, químicas y biológicas del agua, tanto en el proceso de potabilización como del agua tratada, al compararla con sus valores normativos (Colpas-Castillo et al., 2014). Es recomendable no adoptar normas internacionales, ya que si bien estas definen valores mínimos razonables basados en un método de análisis de riesgos y beneficios cualitativos y cuantitativos, los valores de referencia se deben considerar en un contexto de las condiciones locales de tipo social, económico y ambiental (OMS, 2011). En Ecuador para el agua potable rige la normativa NTE INEN 1108.

Un considerable número de investigaciones indican que, si el agua potable se encuentra contaminada representa un impacto negativo en la salud humana causando enfermedades

tóxicas, crónicas e infecciosas (Arpi & Yunga, 2017; Colpas-Castillo et al., 2014). Entre los procesos de potabilización del agua se encuentra la coagulación-floculación, en la cual se desestabilizan las partículas coloidales por medio de la adición de coagulantes (Mora & Sagal, 2019). Habitualmente el coagulante más utilizado en la potabilización es el sulfato de aluminio $[(SO_4)_3Al_2]$, este permite reducir la materia orgánica, turbiedad, niveles de organismos y el color (Silva et al., 2015). Sin embargo, se ha observado que su empleo aumenta las concentraciones de aluminio en el agua potable debido a una coagulación inadecuada y la presencia de iones de aluminio en el agua tratada (de Oliveira Anício et al., 2021; Krupińska, 2020; Silva et al., 2015). Actualmente, existe una tendencia a usar policloruro de aluminio (PAC) para sustituir el sulfato de aluminio debido a que genera un menor residuo de aluminio en el agua tratada y reduce las dosis de coagulante (García-Ávila et al., 2021).

Por décadas el aluminio fue considerado como uno de los metales menos tóxicos. El diagnóstico del aluminio residual en el agua suministrada se determina mediante métodos y técnicas avaladas por su confiabilidad y representatividad de los resultados. Es importante asegurarse que la concentración de aluminio residual en el agua destinada al consumo humano sea lo más baja posible, debido al riesgo potencial para la salud humana (Krupińska, 2020). No obstante, las comparaciones con la normativa ambiental vigente no son suficientes para evaluar cuantitativamente su riesgo para la salud humana. Por ello, se requiere determinar índices de riesgo que permitan conocer el nivel de exposición de cada consumidor (Alidadi et al., 2019).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha manifestado que, existe una relación entre la ingestión de aluminio en agua potable y el riesgo para los consumidores, los resultados de esto podrían ser útiles en la toma de decisiones sobre el control de la exposición de la población a este metal. Por otra parte, en estudios previos se ha encontrado que una de las enfermedades asociadas con la ingesta de este elemento es el Alzheimer (Colpas-Castillo et al., 2014). De igual manera, los estudios epidemiológicos han dado como resultado una correlación entre la concentración de aluminio en el cerebro y la enfermedad del Alzheimer

en personas que beben agua de grifo. Inclusive, existe el riesgo del desarrollo de otros padecimientos como efectos neurotóxicos, la excesiva fragilidad, encefalopatía grave en pacientes que sufren diálisis renal y ablandamiento en los huesos, dando lugar a osteomalacia (Freitas et al., 2001; Krupińska, 2020; Silva et al., 2015).

La Junta de Agua Potable Regional Bayas es la encargada de brindar agua potable a la parroquia Aurelio Bayas, perteneciente a la ciudad de Azogues. En la planta de tratamiento de esta Junta, el policloruro de aluminio (PAC) es utilizado como coagulante. Es por ello que, se realizó la medición de aluminio residual en diferentes puntos de la red de distribución de agua potable; igualmente se verificó su cumplimiento con la normativa ambiental vigente y el posible riesgo para los habitantes de la zona de estudio. Los resultados permitieron brindar a los dirigentes de la Junta de Agua Potable datos de interés en la planificación y gestión del tratamiento del agua, con la finalidad de preservar la salud de la población.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo General

Evaluar el riesgo para la salud asociado con el aluminio residual del agua potable distribuida en una zona periurbana.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Determinar la concentración de aluminio residual en la red de distribución de agua potable de una zona periurbana de la ciudad de Azogues.
- Evaluar la variación de la concentración de aluminio residual en época seca y húmeda.
- Evaluar el riesgo no cancerígeno del aluminio con sus posibles efectos en los consumidores.

Capítulo II

2. Marco Teórico

2.1 Agua para consumo humano

El agua apta para el consumo humano es aquella que no contiene ningún elemento perjudicial para la salud humana y que cumple con la normativa ambiental vigente (Arpi & Yunga, 2017). El Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN) establece requisitos y normativas para el agua de consumo humano en el Ecuador. En los criterios de calidad del agua, se evalúa propiedades físicas y químicas, tales como color, turbiedad, olor, sabor, pH y sólidos totales disueltos. También se incluyen parámetros inorgánicos, orgánicos, plaguicidas, desinfectantes, productos de desinfección, etc. Otro parámetro adicional son los microbiológicos, en los cuales se incorporan las características biológicas.

A su vez, el agua para consumo humano puede ser utilizada con fines domésticos, higiene, preparación de alimentos e hidratación sin representar posibles riesgos para la salud (INEN, Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1108, 2011).

2.2 Calidad del agua potable

El agua para consumo humano es la más estudiada debido al impacto que puede tener en la salud humana (Arias, 2018). En el estudio de Arpi & Yunga (2017) se menciona que la calidad del agua potable incluye las características físicas, químicas y biológicas que debe poseer para un determinado uso. Habitualmente, estos parámetros se miden por la presencia y cantidad de posibles contaminantes en el agua.

2.2.1 Características físicas

El aspecto físico del agua se considera por su apariencia, la cual puede ser percibida por los sentidos. Entre sus condiciones físicas se establece que el agua debe ser transparente, clara, e inodora. La presencia de color, turbiedad, sabor y olor en el agua están asociados con la

presencia de sustancias indeseables, causando el rechazo del consumidor (Arias, 2018; Arpi & Yunga, 2017).

2.2.2 Características químicas

Se define como composición química del agua, a la presencia de sustancias químicas disueltas e insolubles ya sea de origen natural o antropogénica. El valor de pH debe encontrarse entre 6 y 8, no debe contener compuestos tóxicos, metales pesados y el jabón debe disolverse completamente sin formar grumos (Arpi & Yunga, 2017).

2.2.3 Características biológicas

Para las características biológicas es indispensable que el agua no contenga organismos patógenos, su contenido de oxígeno debe ser alto y la temperatura no debe sobrepasar en más de 5 °C a la temperatura ambiente (Arpi & Yunga, 2017).

2.3 Parámetros fisicoquímicos

2.3.1 Color

Se define al color como la capacidad del agua de absorber radiaciones dentro del campo del espectro visible. La presencia de iones metálicos como hierro y magnesio, materia orgánica, ácidos húmicos, desechos industriales, plancton, entre otros pueden ocasionar la coloración del agua (Arpi & Yunga, 2017; Mora & Sagal, 2019). Existen dos tipos de color:

- Verdadero: Es aquel color que se muestra al remover la materia en suspensión, es decir cuando la turbiedad es eliminada.
- Aparente: Este color se presenta en la muestra original, se debe a la presencia de sustancias disueltas y materiales en suspensión. La turbidez aumenta el valor del color aparente (Arpi & Yunga, 2017; Mora & Sagal, 2019).

Este parámetro se mide en unidades de platino cobalto (Pt – Co), el cual es producido por 1mg/L de ion cloroplatinato (INEN 970, 1983). El límite máximo permisible en la Norma Técnica Ecuatoriana es de 15 unidades de Pt - Co (INEN 1108, 2014).

2.3.2 Turbidez

La turbidez es reconocida como un indicador de la calidad del agua debido a que es una medida de su grado de transparencia. La turbiedad en el agua se debe a la presencia de sólidos suspendidos como materia orgánica, inorgánica, limo y arcilla; inclusive por la manifestación del plancton y microorganismos. La unidad de medida de la turbidez se expresa en Unidad de Nefelometría de Turbidez (NTU) (INEN 971, 1983; Mora & Sagal, 2019).

El exceso de turbidez en el agua cruda suele proteger a los microorganismos en la desinfección, por ende se requiere mayor cantidad de cloro (Arpi & Yunga, 2017). El valor máximo permisible en la normativa ambiental vigente es de 5 NTU (INEN, 2020).

2.3.3 Temperatura

Este parámetro es considerado de gran importancia, ya que influye en la actividad biológica, precipitación de compuestos, desinfección y en los procesos de potabilización como la mezcla rápida, floculación, sedimentación y filtración (Pérez, 2010). Sus límites aceptables en agua potable son de 5 y 15 °C (Arpi & Yunga, 2017).

2.3.4 pH (Potencial de hidrógeno)

El potencial de hidrógeno es la medición de la concentración de iones hidronio. El valor neutro es de 7. Las aguas que tienen un valor mayor al neutro son consideradas como básicas y pueden dar lugar a incrustaciones; mientras que valores menores a 7 son aguas ácidas, cuyo impacto es la corrosión. Es importante considerar que la temperatura aumenta el valor del pH (Arpi & Yunga, 2017; Quintuña & Samaniego, 2016).

2.3.5. Sólidos disueltos totales

Es un buen indicador de la calidad del agua, constituyen la suma de todos los minerales, metales y sales disueltos en el agua (Arias, 2018).

2.3.6. Conductividad

La conductividad, se refiere a la capacidad de una muestra de agua de transportar corriente eléctrica, expresada en un valor numérico. Este valor depende de la presencia de iones en el agua, su concentración total, movilidad, temperatura, carga y las concentraciones relativas (Quintuña & Samaniego, 2016). Las unidades comúnmente utilizadas para esta propiedad son: Siemens/cm (S/cm), microSiemens/cm ($\mu\text{S/cm}$), miliSiemens/cm (mS/cm) (Mora & Sagal, 2019).

2.4 Descripción general del proceso de potabilización en la planta de tratamiento

Una planta de tratamiento de agua potable tiene como objetivo tratar el agua cruda mediante la eliminación de impurezas para cumplir los estándares de calidad físicos, químicos y biológicos establecidos en la normativa ambiental vigente (de Oliveira Anício et al., 2021).

La planta de tratamiento de la Junta Administradora de Bayas es de tipo convencional, es decir sus procesos fundamentales son coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección, los cuales se muestran en la *Figura 1*. El caudal de diseño de operación es de 20 L/s con dos módulos de operación para tratar cada uno 10 L/s.

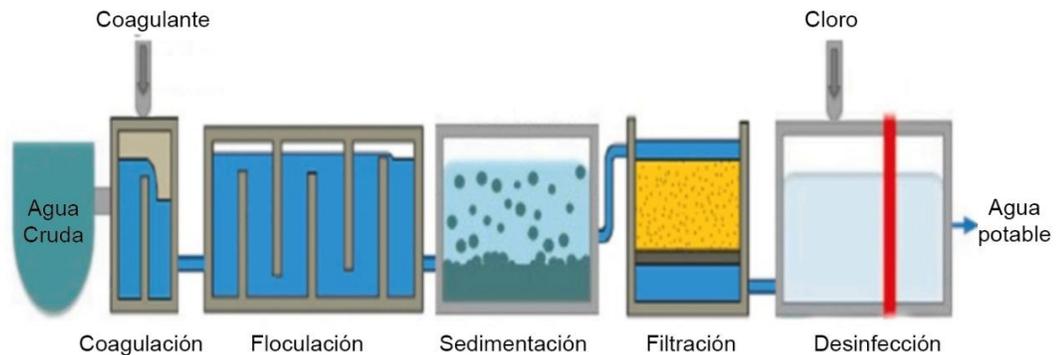


Figura 1. Proceso de potabilización del agua.

Fuente: (García-Ávila et al., 2021).

A continuación, se detalla los procesos para el tratamiento del agua.

2.4.1 Captación del agua cruda

El agua cruda proviene de cuatro fuentes (Mahurcay, Chagrarcazhca, Santa Ana, Santa Ana Llaucay) ubicadas en diferentes sectores de la parroquia Bayas (Gutiérrez, 2017). Estas captaciones conducen el agua hacia la planta por gravedad mediante un canal abierto, el agua ingresa por cuatro tuberías de cada captación hacia la parte inferior de un cajón de recepción de agua de flujo ascendente con una capacidad de 20 L/s (Calle & Zambrano, 2015). El 90% del agua cruda que ingresa a la planta, proviene de la captación Santa Ana debido a que presenta mejores características físico químicas (menor color, turbidez y sólidos disueltos), el 10% restante proviene de las captaciones Mahurcay, Chagracahzca y Santa Ana - Llaucay (Gutierrez, 2017).

2.4.2 Coagulación

La coagulación es un proceso físico - químico que desestabiliza, une y agrega las impurezas que se encuentran en el agua cruda desde la fuente, tales como materia en suspensión, sólidos orgánicos, materia coloidal y metales. En una perspectiva más general, es el proceso para remover las sustancias que ocasionan turbiedad en el agua (Calle & Zambrano, 2015; Quintuña & Samaniego, 2016). También se define como un proceso que combina las partículas más pequeñas del agua en agregados más grandes denominados flóculos (de Oliveira Anício et al., 2021).

La coagulación se lleva a cabo cuando se agregan los coagulantes, como sales de aluminio o hierro, y productos hidrolizados como el PAC. Este proceso se presenta por fenómenos físicos y químicos cuya duración varía desde décimas de segundo hasta 100 segundos dependiendo del pH, alcalinidad, temperatura, entre otros (Calle & Zambrano, 2015). Es importante añadir que esta etapa es relevante en la potabilización del agua debido a que promueve la agregación de microorganismos y partículas en suspensión que provocan sabor, olor, color y turbidez al agua (de Oliveira Anício et al., 2021).

Coagulación química. En el proceso químico se producen reacciones del agua con el coagulante, dando como resultado la formación de especies hidrolizadas con carga positiva. La coagulación es la etapa responsable de desestabilizar las partículas, esto se logra al agregar coagulante bajo un gradiente de velocidad rápido. Cabe destacar, que el proceso químico depende de la concentración del coagulante y el pH de la mezcla (Calle & Zambrano, 2015; de Oliveira Anício et al., 2021).

Para determinar la concentración ideal de coagulante se mide el caudal y se verifica la turbiedad con la que ingresa el agua cruda. El coagulante más utilizado es el sulfato de aluminio el cual permite reducir la materia orgánica, turbiedad, niveles de organismos y el color (Silva et al., 2015). Actualmente, la planta de la Junta de Agua Potable Bayas utiliza policloruro de aluminio (PAC) al 2.5%, el cual sustituyó al sulfato de aluminio debido a que genera un menor residuo de aluminio en el agua tratada, reduce las dosis de coagulante (García-Ávila et al., 2021) y su costo es menor. En la *Figura 2* se muestran los tanques de preparación de la solución de PAC, así como el coagulante envasado en sacos y que es utilizado en el proceso de coagulación.



Figura 2. *Proceso de coagulación.*
Fuente: Elaborado por autores.

Mora & Sagal (2019) detallan las siguientes consideraciones para la coagulación:

- La disminución o aumento de coloides en el agua depende de la dosis del coagulante.
- Los coagulantes deben ser compatibles con el contaminante, algunos tienden a reaccionar con sales de aluminio, mientras que otros con sales de hierro.
- Se debe considerar la alcalinidad debido a que facilita la formación de hidróxido de aluminio.
- A mayor temperatura del agua la coagulación es menos efectiva, al modificar 1 °C la densidad varía afectando la energía cinética de las partículas, como resultado la coagulación es más lenta.
- El rango óptimo de pH para coagulación al utilizar sales de aluminio es 6.5 – 8.
- No se recomienda aplicar un exceso de dosis del coagulante ya que se puede provocar turbiedad y color. Para evitar esta situación debe existir una mezcla rápida, así habrá mayor contacto con las partículas coloidales.

Coagulación física. En el proceso físico en el cual las especies hidrolizadas son transportadas para obtener contacto con el agua (Calle & Zambrano, 2015). A continuación, se detallan los tipos de coagulantes utilizados en la potabilización.

Sulfato de aluminio. En muchos países el sulfato de aluminio también denominado alumbre es ampliamente utilizado como coagulante en el proceso de potabilización (de Oliveira Anício et al., 2021). El alumbre es una sal líquida o sólida derivada del hidróxido de aluminio y ácido sulfúrico. En estado sólido se lo encuentra como polvo, molido y gránulos (Calle & Zambrano, 2015; Mora & Sagal, 2019). Su fórmula molecular es $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$.

Las soluciones acuosas de este compuesto se caracterizan por su acidez, ya que su pH fluctúa entre 2 – 3.8. Su almacenamiento debe ser en un lugar libre de humedad debido a su carácter ácido; inclusive su transporte debe ser en empaques de plástico (Calle & Zambrano, 2015).

Según Oliveira Anício et al. (2021) entre sus complicaciones se encuentran:

- Formación de sulfato de calcio por la reacción con agua que presenta alta concentración de sulfato.
- Presencia de hidróxido de aluminio en los lodos y en el agua de retrolavado en la filtración.
- Formación de precipitados coloidales de $[(SO_4)_3Al_2]$ que representan riesgos en la composición del agua tratada por su mala sedimentación y falta de retención en los filtros de arena.

Policloruro de aluminio. El policloruro es un polímero inorgánico obtenido por hidrólisis parcial de soluciones ácidas de cloruro de aluminio (de Oliveira Anício et al., 2021; Venditti et al., 2018). Se pueden encontrar en estado líquido con una apariencia incolora o anaranjada, y en estado sólido en forma de polvo amarillento o blanco (Andrade, 2009). Otra definición es dada por El Foulani et al. (2022), el cual menciona que el PAC se compone de polímeros altamente cargados y monómeros de aluminio.

El PAC utilizado en la planta es de tipo A de basicidad 71 (PACl - 71). La ficha técnica del coagulante se detalla en el *Anexo I*. La dosis administrada varía de 8 a 10 mg/L o hasta 60 a 70 mg/L dependiendo de la turbidez del agua cruda. En la *Figura 3* se muestra el PAC utilizado en la planta con sus especificaciones.

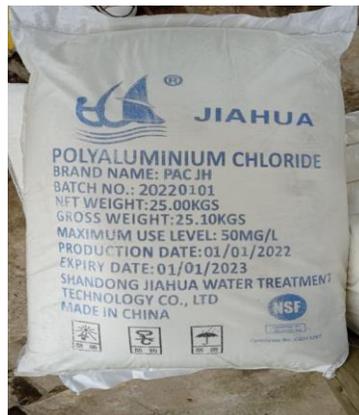


Figura 3. *Policloruro de aluminio (PACl - 71).*
Fuente: Elaborado por autores.

Las características más relevantes del PAC según Andrade (2009) y Malhotra (1994) se detallan a continuación:

- Buen coagulante: Produce flóculos de fácil sedimentación debido a la buena coagulación de sólidos suspendidos. Su función como coagulante disminuye el uso de floculantes de alto peso molecular. Además, la formación de los flocs es bastante rápida.
- Dosis: Requiere bajas dosis, por ello disminuye los costos.
- Residuos: Menor cantidad de aluminio residual, bajos residuos de sulfatos, el lodo producido es más compacto que el producido por alumbre.
- Almacenamiento, uso y dosificación sencilla, requiere menor espacio que otros coagulantes.
- Efectividad: El PAC trabaja en un rango de pH de 6 – 9, en un rango mayor de 5 - 10 se ha observado que sigue siendo efectivo, otros coagulantes como el sulfato de aluminio pierden eficiencia al variar el pH. También, es accesible por su sensibilidad a baja temperatura (Shen et al., 2020).
- Es un coagulante pre hidrolizado, lo que significa que las formas poliméricas de aluminio existentes en la solución de PAC hacen más estable al agua, por ende la eliminación de impurezas es más eficaz y la concentración de aluminio remanente en el agua tratada es menor (Krupińska, 2020).

Guananga (2013) menciona las siguientes ventajas del PAC como sustituto a otros coagulantes:

- Efectivo en un alto rango de pH.
- Su rendimiento se da a distintas temperaturas.
- Menor turbiedad en el agua tratada.
- Remoción de color.
- Menor gasto de coagulantes en turbiedad alta.
- Mayor velocidad de coagulación.

- Es superior en la eliminación de la turbidez y la materia orgánica natural (NOM), en comparación a los coagulantes comunes a base de aluminio (El Foulani et al., 2022).

Mediante una entrevista realizada a los dirigentes de la planta se justificó que el reemplazo del alumbre por el policloruro de aluminio ha representado un cambio técnico, económico y de calidad. Entre sus ventajas se encontró que permite tratar turbiedades, se han realizado pruebas obteniendo turbiedades residuales que han sido de 0 NTU. También el agua visualmente es más clara y limpia. En cuanto a su costo, en el momento del cambio de coagulante su inversión fue costosa, aunque al utilizar PAC a largo plazo representó un ahorro económico en comparación al uso del alumbre, debido a que el sulfato de aluminio requiere un control más estricto.

2.4.3 Floculación

En este proceso se completa la aglomeración de las partículas desestabilizadas en el proceso de coagulación, a través de medios mecánicos o hidráulicos. La finalidad de la floculación es formar agregados de mayor tamaño y mayor densidad al juntar los flocs mediante un mezclado lento para que puedan ser fácilmente removidos, mediante su descenso por gravedad (Mora & Sagal, 2019). Para este proceso los principales factores que influyen en su eficiencia son:

- Naturaleza del agua: Influye en gran medida las características fisicoquímicas del agua cruda, tales como alcalinidad, pH y turbiedad.
- Gradiente de velocidad: Si el gradiente de velocidad es mayor, más rápida es la aglomeración de las partículas, lo cual provoca una mayor fuerza de cizallamiento hidrodinámico. Debido a esto, se debe manejar el gradiente de velocidad para evitar que las fuerzas de cizallamiento alcancen la intensidad necesaria para romper las partículas aglomeradas en partículas menores. Los valores recomendados para el gradiente de velocidad, están dentro del rango de 100 a 10 s^{-1} .

- Tiempo de Floculación: Este factor está influenciado por la velocidad que se aplica en el proceso para la aglomeración de las partículas. El tiempo óptimo para la floculación radica entre 20 y 40 minutos.
- Variación del caudal: Este factor influye en el tiempo de floculación y en el gradiente de velocidad en los reactores. Al disminuir el caudal, aumenta el tiempo de retención y por tanto disminuye el gradiente de velocidad, es decir son inversamente proporcionales.

La planta de tratamiento cuenta con dos floculadores hidráulicos, uno vertical y otro horizontal como se puede observar en la *Figura 4 (a) y (b)* respectivamente. En el floculador vertical el flujo sube y baja, por encima y por debajo de las pantallas colocadas de manera vertical, opera con un tiempo de retención de 21 minutos. En el floculador horizontal, el flujo va y viene alrededor de los tabiques haciendo un giro de 180° al final de cada uno. Los lodos se acumulan en el fondo del floculador, los cuales son removidos por una tubería ubicada al fondo de cada módulo, el mismo que dispone de orificios que recolectan el lodo, evitando la obstrucción para el paso del agua (Calle & Zambrano, 2015).



Figura 4. Floculadores hidráulicos: a) Floculador horizontal b) Floculador vertical
Fuente: Elaborado por autores.

2.4.4 Sedimentación

La sedimentación es el proceso físico en el cual las partículas que se encuentran en suspensión, son removidas por efecto gravitacional. Este proceso tiene lugar en un tanque de sedimentación donde el agua fluye lentamente y es retenida por un tiempo determinado. Con ello, se logra que las partículas más pesadas se asienten en el fondo del tanque y el agua quede en la superficie (Gutierrez, 2017; Quintuña & Samaniego, 2016). La planta dispone de dos sedimentadores, uno de alta tasa laminar y otro de alta tasa tubular. A continuación, en la *Figura 5 (a) y (b)* se muestran los sedimentadores.

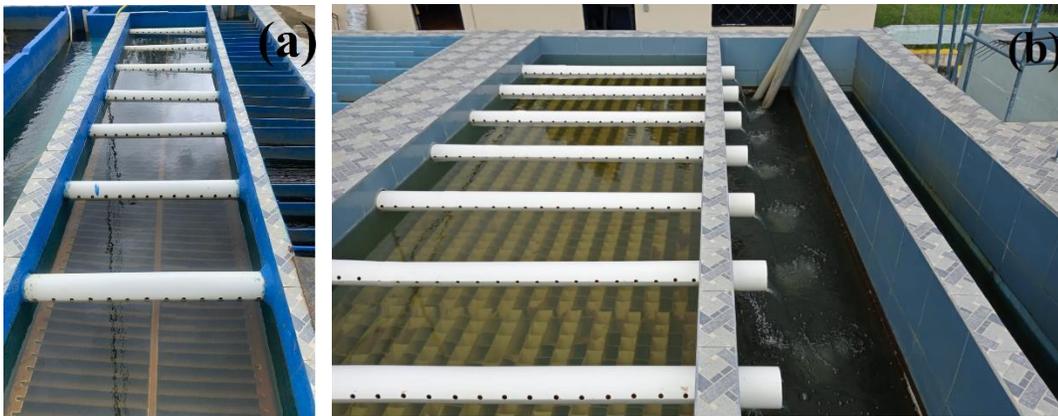


Figura 5. Sedimentadores: a) Sedimentador de alta tasa laminar b) Sedimentador de alta tasa tubular.

Fuente: Elaborado por autores.

2.4.5 Filtración

El proceso de filtración tiene como finalidad la obtención de agua clara y transparente, además de la eliminación del hierro, manganeso. El proceso de manera general consiste en el paso de un fluido a través de un medio poroso para la retención de materia que se encuentra en suspensión (Quintuña & Samaniego, 2016). La Planta de tratamiento de agua potable Bayas tiene una batería de cuatro filtros rápidos de arena.

Filtración rápida. El proceso puede operar con un caudal máximo de 20 L/s (Quintuña & Samaniego, 2016). Para este proceso, primero se debe disminuir la carga de material en suspensión por medio de dos prefiltros, cada uno consta de dos etapas, una con

grava gruesa y la siguiente con grava fina. Posterior a esto, se procede a la filtración rápida, cuyo lecho filtrante consiste de grava de distinta granulometría en la parte inferior y arena en la parte superior. Este proceso consta de una batería con cuatro filtros rápidos de tasa declinante y lavado mutuo. La batería presenta un canal de aislamiento para cada filtro por donde es transportada el agua filtrada y se conecta a un canal de interconexión para ser trasladada a la etapa de desinfección (Calle & Zambrano, 2015). Para el mantenimiento de los filtros se realiza un retro lavado. Los filtros utilizados en la planta se muestran en la *Figura 6 (a) y (b)*.



Figura 6. *Filtros: a) Prefiltros de grava b) Batería de filtros rápidos de arena*
Fuente: Elaborado por autores.

2.4.6 Desinfección

El proceso de desinfección del agua tiene como propósito exterminar patógenos como virus, bacterias, protozoarios y helmintos. Mediante esta etapa se garantiza que el agua se encuentre libre de organismos que puedan transmitir enfermedades a los consumidores (Mora & Sagal, 2019). El cloro es utilizado mayormente como agente desinfectante en la potabilización del

agua, debido a su capacidad de destrucción de olores, eliminación de color y hierro, accesibilidad, costo y facilidad de manejo (Quintuña & Samaniego, 2016).

El cloro al reaccionar con el agua forma el ácido hipocloroso e iones hipoclorito, los cuales realizan la esterilización. Sin embargo, la eficiencia de la desinfección depende del pH y la temperatura del agua, siendo menos efectiva a valores altos de pH y bajas temperaturas (Quintuña & Samaniego, 2016).

Para realizar la desinfección en la planta de la Junta de Agua Potable Bayas se agrega hipoclorito de calcio con un 70% de cloro disponible, la dosis es aplicada por goteo directo como se observa en la *Figura 7 (b)*. El volumen de cloro a aplicar depende del caudal del agua tratada, en promedio la concentración de cloro residual es de 0.5 – 1 mg/L, siendo este valor aceptable (Gutierrez, 2017). En la *Figura 7 (a)* se muestra la cámara de cloración.



Figura 7. *Proceso de cloración: a) Cámara de cloración b) Dosificación por goteo*
Fuente: Elaborado por autores.

2.4.7 Almacenamiento del agua tratada

Finalmente, el agua tratada se almacena en un tanque de forma cilíndrica, cuyo material que tiene una capacidad máxima de 200 m³ (*Figura 8*). Desde el cual se traslada el agua por tubería hacia dos tanques de distribución, los cuales están ubicados en el centro de la parroquia para su posterior distribución.



Figura 8. *Tanque de almacenamiento.*
Fuente: Elaborado por autores.

2.5 Aluminio

El aluminio es el tercer elemento más abundante en la corteza terrestre, se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente como un componente natural del agua superficial y subterránea ya que forma parte de la estructura de arcillas. Además, puede estar presente en forma soluble en sistemas coloidales provocando turbidez en el agua. La liberación de este elemento en el agua incide en la generación de enfermedades en la población y acumulaciones dañinas en el ambiente (Krupińska, 2020; Ospina & Cardona, 2021).

Otras formas de ingreso del aluminio al agua, puede ser por el agua lluvia al hacer contacto con contaminantes en la atmósfera o por operaciones masivas con aerosoles. Además, algunas fuentes hídricas superficiales como el caso del río Cachavi en Ecuador; por otra parte las aguas subterráneas pueden estar expuestas a altas concentraciones de aluminio (Ospina & Cardona, 2021).

El aluminio puede ser incorporado al agua cuando se usa algún coagulante a base de aluminio para la potabilización, puede surgir como un contaminante emergente como residuo del proceso de coagulación inadecuada con coagulantes de aluminio (Krupińska, 2020). Es importante garantizar que la cantidad de aluminio que quede en el agua destinada para consumo humano sea el más bajo posible y esté regido al límite permisible de la normativa debido a su potencial riesgo para la salud, su capacidad para depositarse en las paredes de las

tuberías y la inhibición en el proceso de desinfección (He et al., 2021; Ospina & Cardona, 2021).

La concentración de aluminio residual se ve influenciado por algunos factores como la turbidez, pH, temperatura, presencia de fluoruro, fosfato, silicato y NOM en el agua (Krupińska, 2020). La presencia de este metal en la red de distribución de agua potable puede aumentar la turbidez debido a la disolución y precipitación de las partículas metálicas, las cuales pueden formar incrustaciones o depósitos de sólidos en las tuberías y ser transportados a lo largo de la red de distribución. Inclusive se ha informado que el aluminio conjuntamente con el Hierro y Manganeseo están presentes en las escamas de corrosión y depósitos de sólidos en las tuberías de la red (He et al., 2021).

Las concentraciones de aluminio en aguas naturales varían de 0.0001 a 1 mg/L y en aguas ácidas con un pH menor a 5 su concentración puede superar los 100 mg/L. Los compuestos de aluminio muestran una baja solubilidad en aguas con un pH de 6 - 8, por lo que en aguas superficiales y subterráneas las concentraciones son muy bajas y van en un rango de 60 a 300µg/L (Krupińska, 2020).

La naturaleza química del aluminio en el agua es $\text{Al}(\text{OH})_3$ que tiene carácter anfótero y tendencia para formar complejos iones y polimerizar. El pH es un factor importante que determina la formación de aluminio presente en el agua. En soluciones con un pH que se encuentre por debajo de 5, el aluminio existe predominantemente como $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6$, con aguas con un pH creciente existe como $\text{Al}(\text{OH})_3$, el cual se disuelve a $\text{Al}(\text{OH})_4$ en un pH más alcalino. Mediante un control del pH en la planta y una correcta dosificación de coagulante se logra minimizar la concentración de aluminio en el tratamiento del agua potable. Plantas de tratamiento con un pH del agua entre 6.5 - 7 presentan concentraciones bajas de aluminio residual (Krupińska, 2020).

2.5.1 Toxicidad del aluminio

El aluminio presenta muy baja toxicidad e ingresa a los seres vivos principalmente por la dieta. El metal se acumula en diversos órganos del cuerpo, pudiendo causar daños severos principalmente en el sistema nervioso, enfermedades renales, entre otras; cuyos síntomas se manifiestan a partir de los 70 años de vida (Fernández-Maestre, 2014). La presencia de aluminio en el agua potable incide en una mayor absorción biológica de este elemento que por medio de otras fuentes (Freitas et al., 2001).

2.5.2 Mecanismos de ingreso de aluminio al organismo

Inhalación. Una pequeña fracción del aluminio que se respira entra al cuerpo a través de los pulmones por medio de la inhalación (Hopkin, 2006). A pesar de que se pueden producir desórdenes cognitivos se consideran relativamente inocuos (Fernández-Maestre, 2014).

Ingestión. El Al es ingerido de 3 - 5 mg por día. La ingestión de este elemento proviene en un 10% por el consumo de agua y un 89% por alimentos (Hopkin, 2006).

En el agua se puede presentar como residuos del tratamiento del líquido, donde se utiliza este metal como coagulante o en los acueductos proveniente del suelo (Flaten, 2001). La cantidad de aluminio en productos naturales normalmente no supera los 10 mg/kg (comúnmente de 0.1 a 1 mg/kg), las plantas de té, hierbas y especias tienen un alto contenido natural de aluminio (Starska, 1993). Algunos alimentos no procesados generalmente contienen niveles bajos de aluminio (5 microgramos de aluminio por cada gramo de alimento). También se halla en quesos y polvo para hornear que son preparados con fosfatos o silicatos de aluminio. La ingesta de este metal por alimentos representa el 1% de la cantidad que se ingiere por productos farmacéuticos. Inclusive, está presente en alimentos como fórmulas para infantes representando un riesgo para bebés por su incompleto desarrollo de la capacidad renal (Fernández-Maestre, 2014; Greger, 1992; Pennington, 1988).

Vía dérmica. El ingreso del aluminio por contacto dérmico es muy poco, se presenta cuando el aluminio entra en contacto con la piel (Hopkin, 2006).

Absorción del aluminio. La absorción del aluminio ocurre especialmente por el duodeno y el estómago, esto debido a que la disminución del pH aumenta su solubilidad. A pesar de esto, la fracción absorbida es mucho menor a la ingerida, ya que el organismo bloquea su absorción (Whitehead et al., 1997). El aluminio absorbido es eliminado por los riñones en cantidades de 15 a 55 $\mu\text{g}/\text{día}$. Aunque si se excede la capacidad excretora, algunas concentraciones de aluminio se depositan en los tejidos donde puede alcanzar niveles tóxicos al ser humano (Hopkin, 2006).

2.5.4 Enfermedades causadas por acumulación de aluminio

Altos niveles de aluminio representan un riesgo potencial para la salud humana, este elemento puede causar diversas enfermedades debido a su interferencia con diferentes mecanismos biológicos y enzimáticos (Fernández-Maestre, 2014). Por otra parte, la exposición aguda a altas dosis de aluminio es tolerada, sin embargo, el metal puede contribuir al desarrollo de enfermedades degenerativas (Qaiyum et al., 2011).

2.5.5 Aluminio en el cerebro

El aluminio es un compuesto neurotóxico que a largo plazo puede acumularse en el cerebro, donde provoca trastornos del sistema nervioso central. Los efectos del aluminio en el cerebro se presentan por la inhibición de enzimas y la deformación de la estructura de proteínas, produciendo anormalidades y acumulación de placas de aluminio silicatos en las neuronas. Como consecuencia, se presentan encefalopatías mortales al no tratar a tiempo (Fernández-Maestre, 2014; Flaten, 2001; Freitas et al., 2001). Es importante mencionar que el mecanismo de toxicidad en el cerebro aún es desconocido (Krupińska, 2020).

Entre otras enfermedades relacionadas con la acumulación de aluminio se encuentran la enfermedad de Alzheimer (EA), síndrome de Down, Parkinson y esclerosis lateral amiotrófica (ELA) (Fernández-Maestre, 2014; Ospina & Cardona, 2021).

El Alzheimer está altamente relacionado con el aluminio, este padecimiento es una enfermedad cerebral degenerativa que se caracteriza por la presencia de placas neurofibrilares en algunas regiones del cerebro (Freitas et al., 2001). La etiología del Alzheimer es desconocida, siendo aún un tema de investigación conjuntamente con la neuroquímica de la formación de las placas. Los pacientes con Alzheimer presentan un progresivo deterioro mental, confusión, desorientación y pérdida de la memoria (Dzulfakar et al., 2011; Freitas et al., 2001).

2.5.6 Aluminio en los huesos

El aluminio es un catión divalente que presenta una fuerte afinidad por los tejidos óseos; por ello se acumula en mayor proporción. En condiciones de exposición crónica puede penetrar en la matriz mineral de las células óseas (Silbergeld, 1998). El aluminio produce cambios en este órgano causando la osteomalacia, caracterizada por el ablandamiento del hueso (Fernández-Maestre, 2014).

2.5.7 Efectos hormonales

La acumulación de aluminio a nivel glandular inhibe la síntesis de la hormona paratiroidea y disminuye su respuesta ósea. Algo semejante ocurre en la médula, donde inhibe la hematopoyesis provocando anemia (Fernández-Maestre, 2014).

2.5.8 Normativa

La OMS recomienda un límite permisible de concentración de aluminio en agua potable comprendido entre 0.1 mg/L para grandes instalaciones y 0.2 mg/L para pequeñas. En la norma NTE INEN 1108 versión 2006 se incluye un límite máximo de 0.25 mg/L de aluminio

en agua potable (*Anexo 2*); desde el año 2014 este elemento ya no está incluido. En dicha norma.

2.6 Estado del arte del aluminio en agua potable

Actualmente la literatura que identifica aluminio en agua potable ha incrementado, por ejemplo, en el estudio realizado tanto en época seca y húmeda de Silva et al. (2015) en la red de distribución en la ciudad de Bogotá se encontraron trazas de aluminio en el 94% de las muestras con valores que fluctúan entre 0.015 – 0.133 mg/L, la concentración de este elemento estuvo por debajo del valor máximo permitido en la normativa ambiental. Sin embargo, su presencia se debió probablemente a remanentes del coagulante utilizado (sulfato de aluminio o hidroxicloriguro de aluminio). Por ello, se recomendó realizar seguimientos para vigilar los niveles de aluminio en el agua potable considerando su potencial de neurotoxicidad. Este estudio también analizó conductividad, pH y turbidez en las dos diferentes épocas, los cuales estuvieron por debajo de los límites permisibles. La conductividad fue mayor en el periodo seco con rangos de 50 – 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, probablemente debido a la mayor concentración de sales disueltas, como resultado de la baja turbulencia en la captación; a comparación de los obtenidos en la época húmeda de 50 – 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En cuanto al pH y la turbidez se observó una tendencia de valores más altos en la época húmeda.

Un caso similar es el estudio de Freitas et al. (2001) en dos municipios brasileños, donde el 100% de las muestras de agua de grifo presentaron niveles de aluminio que sobrepasan las concentraciones permitidas, a causa de fallas en el sistema de tratamiento de agua. Se puede señalar que los hallazgos de aluminio en el municipio Fluminense ocurrieron por las variaciones de calidad en la fuente de agua y a que la planta realizó únicamente dos tratamientos (pre decantación y desinfección); en cuanto a la presencia de aluminio en el municipio restante de Colubande se debió al uso de sulfato de aluminio en la coagulación.

Arias (2018) realizó un estudio sobre la influencia del tratamiento primario del proceso de potabilización, en el aluminio residual presente en el agua tratada, según sectores de abastecimiento en la ciudad de Moyobamba, Perú. El estudio se realizó mediante monitoreos

del aluminio residual y parámetros afines como turbidez y pH de muestras tomadas en diversas viviendas de la zona de estudio, donde se brindó agua clarificada con tratamiento convencional. En base a la investigación se demostró que existe influencia del tratamiento de potabilización en la presencia de aluminio residual en los sectores que se abastecieron de agua potable en la ciudad de Moyobamba; ya que el 80% de los resultados estuvieron en un rango de 0.03 mg/L y 0.117 mg/L, el 20% por encima de los 0.12 mg/L y el resultado más alto de 0.286 mg/L en el Jr. Coronel Secada, excediendo el límite máximo permisible de la normativa. A partir de los resultados se evidenció que el agua tratada no presentó características similares a lo largo de la red de distribución.

En un reciente estudio realizado por He et al. (2021) se reconocieron indicadores de referencia de la turbidez y pH para identificar el riesgo de aluminio en los sistemas de distribución de agua potable. En esta investigación se evidenció que la turbidez y el aluminio particulado se correlacionaron significativamente de forma positiva, ya que la concentración de Al varió en más de 0.14 mg/L cuando la turbidez presentaba valores entre 0.45 y 1.67NTU. Mientras que, a valores inferiores de 0.3 NTU, el aluminio particulado se encontraba a baja concentración, por ello se sugirió que este valor podría ser un indicador del posible riesgo de liberación de partículas de aluminio en la red.

En lo que se refiere al uso de sulfato de aluminio Driscoll & Letterman (1988) evidenciaron que el alumbre aumentó 0.37 ± 0.33 mg/L la concentración de aluminio en el agua cruda. Desde otro punto de vista, el uso de PAC a pH mayores a 7.5 resultó en concentraciones más bajas que en el uso de alumbre. En el estudio de Kimura et al. (2013) las concentraciones de aluminio dependieron del tipo de PAC utilizado. Por ejemplo, el PACl - 71 mostró una concentración de aluminio más baja en pH alcalino y neutro en relación a PAC de basicidad menor (PACl - 51); además se encontró que la cantidad de aluminio disminuyó con el aumento en la basicidad del coagulante. También se mencionó, que el PACl - 71 eliminó eficazmente la materia orgánica natural y presentó una menor tendencia a formar un complejo soluble de aluminio. Inclusive en su análisis del PACl - 71 encontró que a temperaturas del

agua altas, bajas y estándar (28, 4, 20 °C, respectivamente) la concentración de aluminio residual fue menor que otros coagulantes (PACl - 51 y PACl - 61).

El análisis de toxicidad del aluminio realizado por Flaten (2001) indicó que el 10% del aluminio ingerido fue del agua potable, principalmente debido a que fue utilizado como floculante en el proceso de potabilización del agua. Además, mostró que, si la concentración de aluminio excede la capacidad excretora del riñón, este se acumula en los tejidos provocando diversas enfermedades al ser humano. Por otra parte, en personas con funciones renales normales, la ingestión de agua o alimentos con niveles aceptables de aluminio, no representó una amenaza a corto o largo plazo para su salud.

El estudio de la relación entre el aluminio y el Alzheimer cobra cada día más relevancia dado que existe un gran debate entre varios estudios que han encontrado una correlación positiva entre el Al en agua potable con un mayor riesgo de desarrollo de Alzheimer. Freitas et al. (2001) en su investigación mencionó que la presencia de aluminio en el agua potable influyó en una mayor disponibilidad de este elemento para la absorción biológica que otras fuentes. Varios estudios epidemiológicos Martyn et al. (1989); McLachlan et al. (1996); Qaiyum et al. (2011) afirmaron que la relación entre el aluminio y la enfermedad del Alzheimer es apoyado por hallazgos biológicos como la encefalopatía por diálisis, en la cual se demostró la capacidad neurotóxica del aluminio al llegar al cerebro e inducir la degeneración y muerte neuronal.

En el estudio realizado por Martyn et al. (1989) en dos distritos ingleses, el riesgo de desarrollar Alzheimer fue mayor en localidades que presentaron una concentración media de 0.11 mg/L cuya exposición fue mayor a 10 años, que en localidades con concentraciones menores a 0.01 mg/L. Un estudio similar fue realizado por McLachlan et al. (1996) en Ontario, en el cual se observó la misma situación de la investigación anterior; por ello el autor menciona que la limitación del aluminio residual en el agua potable merece seriedad.

Para la determinación del riesgo probable para la salud en adultos y niños que están expuestos a contaminantes en el agua, se puede seguir como referencia el estudio realizado por Alidadi

et al. (2019) en el cual se evaluó el riesgo para la salud por la exposición al arsénico y metales pesados tóxicos (Plomo, Niquel, Cromo, Mercurio) en agua potable en el noreste de Irán. Para la evaluación del riesgo se utilizó el cociente de riesgo (HQ), el índice de riesgo (HI) y el riesgo de cáncer de por vida (CR). Como resultados, el HQ del arsénico y metales pesados para vías combinadas fue menor a uno, estando por debajo del nivel de seguridad; mientras que para los niños superó el límite de seguridad en algunos puntos del estudio. El HI fue de 55% a 71.2% para la población adulta e infantil y el riesgo cancerígeno para niños y adultos fueron de 1.33×10^{-4} y 7.38×10^{-5} , respectivamente. En esta investigación se observó que la vía de ingestión jugó un papel más importante en la dosis diaria promedio de arsénico por medio del agua potable con valores de 3.2 y 5.5. De igual manera, las dosis totales de ingesta fueron más representativas en los niños debido a que se encontraron 3 veces más expuestos al agua potable que los adultos. En relación al riesgo no cancerígeno se determinó que la población infantil presentó un mayor riesgo por medio de la vía dérmica debido a su mayor adherencia del arsénico en la piel; el nivel de ingesta diaria se encontraba por debajo del nivel de preocupación ($HQ < 1$).

La evaluación de riesgos de aluminio en el agua potable en dos áreas residenciales realizada por Dzulfakar et al. (2011) en Sungay Lembing (SL) y Bukit Ubi (BU), Kuantan, Malasia, se determinó la concentración de aluminio residual en el agua potable para realizar una predicción de evaluación de riesgos en la salud en los 100 encuestados del área de estudio, basadas en criterios inclusivos y excluyentes. Para la obtención del valor de concentración de aluminio se tomaron dos duplicados de muestras de agua en las viviendas de cada persona encuestada y posteriormente se utilizó un espectrofotómetro Lambda 25 UV/V. Para el cálculo del riesgo para la salud, se determinó el valor de la ingesta diaria crónica (CDI), mediante su fórmula de cálculo adaptada de la USEPA, considerando sus valores de referencia en ciertos parámetros. Como resultados se encontró una concentración media de aluminio en SL de 0.11 ± 0.0634 mg/L y 0.12 ± 0.0462 mg/L para BU. El valor medio de ingesta diaria crónica (CDI) para SL (0.0035 ± 0.0028 mg.kg⁻¹.día⁻¹) fue menor en comparación con BU (0.0037 ± 0.0021 mg.kg⁻¹.día⁻¹). El cálculo del índice de riesgo (HI) mostró que todos los encuestados tenían un HI inferior a 1.

Otro estudio similar fue el realizado por Qaiyum et al. (2011) en donde se evaluó los riesgos para la salud después de la exposición al aluminio en agua potable en dos pueblos diferentes, Mukim Parit Lubok (MPL) y Parit Raja (PR), Batu Pahat, Malasia. La metodología utilizada fue similar a la del estudio mencionado anteriormente, dando como resultados una concentración de aluminio en agua potable de 0.18 ± 0.022 mg/L para MPL y de 0.22 ± 0.044 mg/L para PR. En cuanto al Ingesta Diaria Crónica (CDI) de aluminio en el agua potable de PR (0.00707 mg.kg⁻¹.día⁻¹) fue significativamente mayor en comparación con MPL (0.00164 mg.kg⁻¹.día⁻¹). El cálculo del HI mostró que todos los encuestados tenían un HI de menor a 1. Concluyendo que existió una baja probabilidad potencial de efectos adversos para la salud por la ingesta de aluminio en agua potable del área de estudio, sin embargo, se recomendó algunas acciones para disminuir la concentración de aluminio residual en el agua potable tratada.

Capítulo III

3. Materiales y Métodos

3.1 Tipo y diseño de investigación

La presente investigación es de carácter investigativo de campo siguiendo el método hipotético – deductivo, debido a que, por medio de mediciones de la concentración de aluminio residual en el agua potable se planteó el problema de la existencia de un riesgo para los consumidores, centrándose en la calidad ambiental.

Se realizó una investigación analítica que evaluó la asociación entre la exposición de aluminio contenida en el agua potable y el riesgo para la salud. De igual manera, se utilizó el método transversal para describir las variables y analizar su incidencia en época seca y húmeda.

3.2 Área de estudio y zonas de muestreo

El área de estudio se encuentra localizada en la parroquia “Aurelio Bayas” del cantón Azogues, provincia del Cañar; esta área de estudio comprende la red de distribución de agua potable de la Junta Administradora de Agua Potable Regional Bayas. La red de distribución inicia en la planta de potabilización y termina en la parte urbana de la ciudad de Azogues. Esta zona de estudio se ubica en un rango altitudinal de 2792 m.s.n.m a 2560 m.s.n.m.

3.3 Monitoreo

Se seleccionaron 20 puntos de muestreo a lo largo de la red de distribución: 2 puntos en la entrada y salida de la planta y 18 domicilios seleccionados en diversos sectores de la parroquia, estos puntos fueron escogidos según la cantidad de población en cada sector. Los sitios de muestreo escogidos se pueden visualizar en la *Figura 9*.

Puntos de monitoreo de Aluminio residual

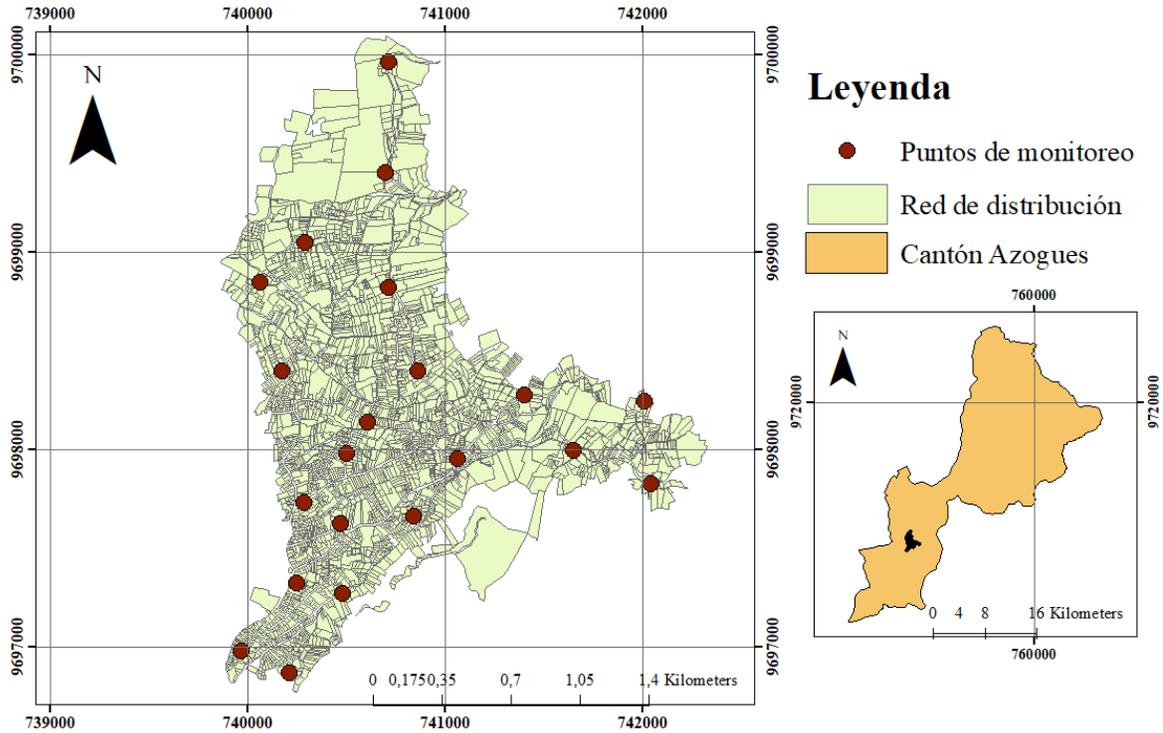


Figura 9. Localización de los puntos de muestreo
Fuente: Elaborado por autores.

3.4 Toma de muestras

El cantón Azogues presenta un régimen estacional bimodal, comprendido por la estación seca con una precipitación de 23 mm/mes; la época húmeda con un valor promedio de 96 mm/mes (Corte & Puin, 2016). La toma de muestras se realizó durante tres meses de época seca (agosto-septiembre-octubre del año 2021) y tres meses de época húmeda (enero-febrero-marzo del 2022).

3.5 Materiales

3.5.1 Materiales de campo

- Mascarillas.
- Refrigerantes.

- *Etiquetas.*
- *Esferos.*
- *Libreta.*
- *Frascos de polietileno esterilizados.*
- *Papel absorbente.*

3.5.2 Materiales de laboratorio

- *Probetas.*
- *Varillas de vidrio.*
- *Vasos de precipitación de 50 ml.*
- *Celdas de vidrio de 25 ml.*

3.5.3 Equipos

- *Colorímetro HACH DR/890.*
- *Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P.*
- *Equipo HACH medidor de Sólidos Disueltos Totales (SDT).*
- *pHmetro HI98108.*

Los equipos usados se muestran en el *Anexo 3*.

3.5.4 Reactivos

- *Ácido ascórbico (Ascórbico Acid Powder Pillow).*
- *Aluminio (AluVer 3 Aluminium Reagent Powder Pillow).*
- *Bleaching 3 Reagent Powder Pillow.*

Los reactivos usados se muestran en el *Anexo 4*.

3.6 Recolección de las muestras

Las muestras se recolectaron en frascos de plásticos limpios, evitando alterar las condiciones originales como el pH que puede cambiar la proporción del aluminio residual. Los parámetros de pH, temperatura, SDT, color y turbidez fueron medidos in-situ. Las muestras se almacenaron a una temperatura de 4 °C hasta el posterior análisis del aluminio en el laboratorio de la planta potabilizadora. Además, se identificaron características de la fuente; como ubicación, destino o uso de la fuente, las condiciones de muestreo (fecha y hora) (Colpas-Castillo et al., 2014).

3.7 Análisis físico del agua

3.7.1 Determinación de turbidez

Fundamento. Para la lectura de la turbidez se utilizó el equipo HACH 2100Q, cuyo método de medición se basa en la determinación en ratio entre una señal de luz dispersa transmitida y una señal nefelometría primaria de luz dispersa (HACH 2100Q, 2017).

Procedimiento. El procedimiento se detalla en la *Figura 10*.

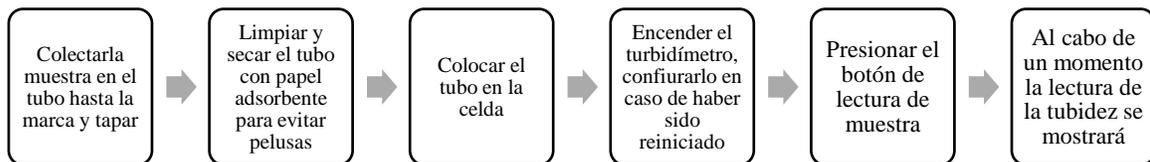


Figura 10. Procedimiento para determinar la turbidez.

Fuente: Elaborado por autores.

3.7.2 Determinación de sólidos disueltos totales

Fundamento. La determinación de sólidos disueltos totales (SDT) se debe al sensor ubicado en el interior del equipo. Para esto, existe su calibración en un punto a través de un potenciómetro ubicado a un costado del instrumento (HACH, 2022)

Procedimiento. Para la determinación de los sólidos disueltos totales se siguió el procedimiento que se muestra en la *Figura 11*.

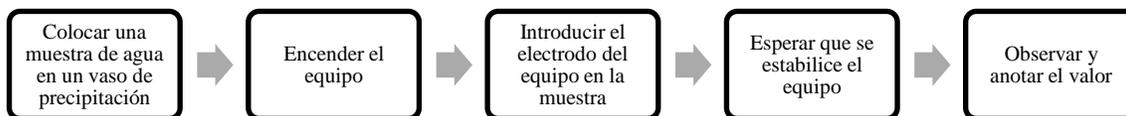


Figura 11. Procedimiento para determinar los sólidos disueltos.

Fuente: Elaborado por autores.

3.7.3 Determinación de color

Fundamento. El color se puede expresar como verdadero o aparente. Este último incluye el color de partículas disueltas y en suspensión. El color verdadero puede ser determinado por centrifugación o filtración (HACH, 2022).

Procedimiento. El color determinado fue el aparente, cuyo procedimiento se explica en la *Figura 12*.

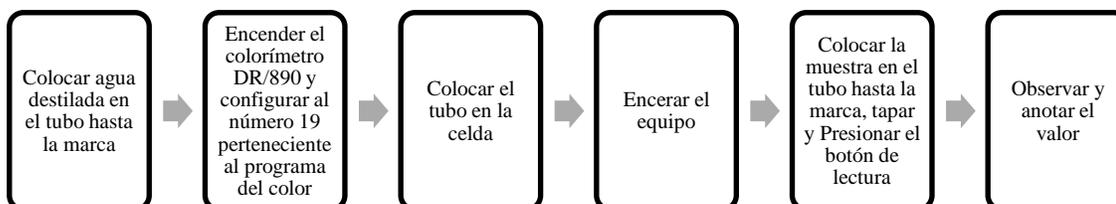


Figura 12. Procedimiento para determinar el color.

Fuente: Elaborado por autores

Cabe destacar que, en cada muestra, el equipo debió ser encerado previamente a su medición.

3.7.4 Determinación de la conductividad

Fundamento. La determinación de la conductividad está influenciada por la cantidad de sólidos o sales disueltas en el agua, a mayor número de iones disueltos mayor conductividad. La unidad de medición utilizada comúnmente es el Siemens/cm (S/cm),

microSiemens/cm ($\mu\text{S/cm}$), miliSiemens/cm (mS/cm). Para determinar la conductividad por medio del valor de los sólidos totales disueltos se siguió la *ecuación (1)*.

$$\text{conductividad} \left(\frac{\mu\text{mhos}}{\text{cm}} \right) = \frac{\text{Sólidos totales disueltos} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)}{0.55 \text{ a } 0.7} \quad (1)$$

Procedimiento. El procedimiento se realizó in - situ, el cual se muestra en la *Figura 13*.

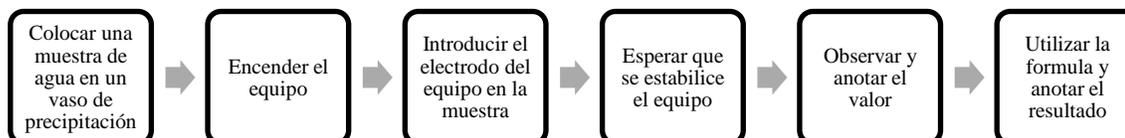


Figura 13. Procedimiento para determinar la conductividad.
Fuente: Elaborado por autores.

3.7.5 Determinación de la temperatura

Procedimiento. El procedimiento se realizó in - situ, el cual se muestra en la *Figura 14*.

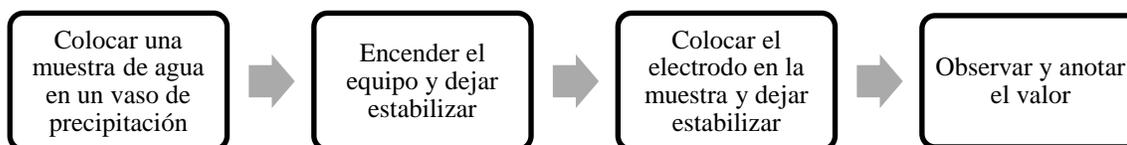


Figura 14. Procedimiento para determinar la temperatura.
Fuente: Elaborado por autores.

3.8 Análisis químico del agua

3.8.1 Determinación del pH

Fundamento. Para la determinación del pH el equipo utilizado mide el potencial generado en milivoltios por un electrodo de vidrio, el cual es sensible a la actividad del ion H^+ . El potencial determinado es comparado con un electrodo de referencia de calomel saturado con cloruro de potasio, que sirve como un puente salino que permite el paso de los milivoltios generados hacia el circuito de medición, obteniendo un potencial constante e independiente del pH (HACH, 2022).

Procedimiento. Se realizó una determinación in situ, el procedimiento se muestra en la *Figura 15*.



Figura 15. Procedimiento para determinar el pH.

Fuente: Elaborado por autores.

La determinación de pH, temperatura y SDT se muestran en el *Anexo 5*.

3.8.2 Determinación del aluminio

Procedimiento. El procedimiento para determinar el aluminio residual en el agua es el indicado en la *Figura 16*.

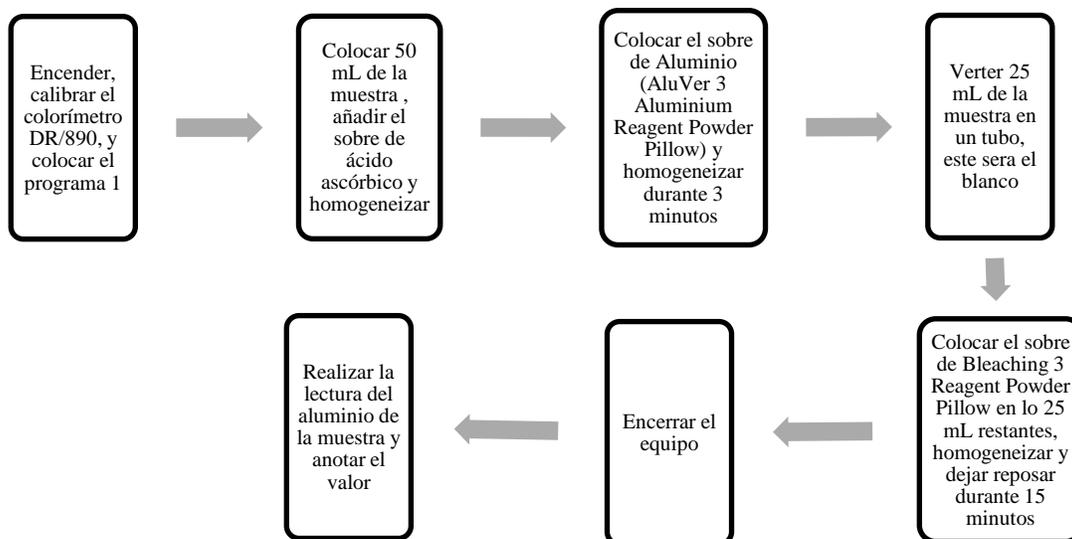


Figura 16. Procedimiento para determinar la concentración de aluminio residual.

Fuente: Elaborado por autores.

Este procedimiento fue repetido con cada muestra, el blanco de cada muestra fue diferente en cada punto de monitoreo, siguiendo la metodología del equipo utilizado. La determinación de pH y SDT se muestran en el *Anexo 6*.

3.9 Evaluación del riesgo

Actualmente, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) indica que el modelo de evaluación de riesgos para la salud humana mide el riesgo potencial de los contaminantes para la salud humana, mediante la determinación de su toxicidad y exposición (Alidadi et al., 2019).

Para realizar la evaluación de riesgos en la planta de Bayas se eligió una población a estudiar; en esta investigación se utilizaron grupos etarios como niños y adultos. El problema ambiental de interés fue la incidencia de un producto químico proveniente de una fuente puntual como es el agua potable. La ruta de exposición fue la ingestión y un tiempo de vida crónico de 6 meses.

Para las evaluaciones de riesgo Dzulfakar et al. (2011) utilizó el cociente de riesgo (HQ) y el índice de riesgo (HI). Además, calculó la Ingesta diaria crónica (CDI) del aluminio mediante la vía de ingestión de agua potable.

3.9.1. Ingesta diaria crónica

En el presente estudio para estimar la dosis de exposición humana al aluminio por medio de ingestión directa se utilizó la *ecuación (2)* adaptada del estudio realizado por Dzulfakar et al. (2011) y Qaiyum et al. (2011).

$$CDI = \frac{(C \times IR_d \times EF \times ED)}{BW \times AT} \quad (2)$$

Donde:

- CDI: corresponde a la ingesta diaria crónica de elementos a través de ingestión expresada en $\text{mg.kg}^{-1}.\text{día}^{-1}$.
- C: es la concentración de aluminio (mg/L).
- IR_d : es la tasa de ingestión diaria (L/día), la tasa de consumo diario en el Ecuador es de 0.89 a 1 L por día (Estevez, 2010).
- BW es el peso corporal (niños 16 kg y adultos 70 kg) (EPA, 2000).

- ED se expresa como la duración de la exposición humana (para el riesgo no cancerígeno en adultos la exposición a contaminantes es 30 años, niños 6 años) (EPA, 2000).
- EF es la frecuencia de exposición (365 días/año).
- AT es el tiempo promedio de exposición humana ($AT = ED \times 365$ días/año para no carcinógenos).

3.9.2 Cociente de riesgo e Índice de riesgo

Para estimar los riesgos no cancerígenos se utilizó las *ecuaciones (3) y (4)* utilizando el cociente de riesgo (HQ) y el índice de riesgo (HI) (Alidadi et al., 2019). HQ es la relación entre CDI del aluminio y la dosis de referencia (RfD, para el aluminio es de $7 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{día}^{-1}$) (Dzulfakar et al., 2011; EPA, 2000; Qaiyum et al., 2011).

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (3)$$

Se asume que la población expuesta está segura cuando el HQ es menor que 1.

El riesgo crónico atribuible a un elemento químico a través de una vía de exposición se conoce como índice de riesgo, el cual es la suma de los HQ de los productos de la mezcla (Goumenou & Tsatsakis, 2019), según la EPA, se calcula de la siguiente manera:

$$HI = \sum HQ_i \quad (4)$$

Donde HQ_i corresponde al cociente de riesgo para una vía de exposición específica. De igual manera que HQ, el umbral de seguridad es $HI < 1$, con esta condición se asume que no es probable que ocurran riesgos crónicos en el sitio de estudio (Dzulfakar et al., 2011; Goumenou & Tsatsakis, 2019).

3.10 Análisis estadístico y numérico

Mediante la información obtenida en las determinaciones analíticas, se organizaron los datos por periodo y sitio de muestreo. Los datos fueron analizados en el software Microsoft Excel y procesados en R Studio (*Anexo 7*). Se realizó una prueba de normalidad para el análisis estadístico del riesgo y concentración de aluminio en las épocas húmeda y seca. Mediante pruebas estadísticas se determinó la existencia de una diferencia significativa entre el aluminio y los periodos de estudio, de igual manera con el riesgo. En cuanto a la dosis promedio diaria y el riesgo no cancerígeno se realizó su análisis para su posterior comparación con los niveles de preocupación. Además, se estableció la correlación entre los parámetros medidos y la cantidad de aluminio. Finalmente, se realizó una regresión lineal entre los parámetros de pH, turbidez y temperatura con la concentración de aluminio en cada época de estudio.

Capítulo IV

4. Resultados y Discusión

4.1 Concentración de aluminio contenida en el agua potable en la red de distribución

La información de los datos recopilados de la concentración de aluminio en cada punto de monitoreo por época se visualiza en el *Anexo 8*. En la *Tabla 1* se muestra el rango y promedio de la concentración de aluminio en el agua tratada de la planta de tratamiento y en los grifos domiciliarios durante los monitoreos en las dos épocas de estudio. Las concentraciones mayores se presentaron en el periodo seco llegando a un valor máximo de 0.082 mg/L, con un promedio de 0.028 mg/L. Mientras que, en la época lluviosa el valor promedio es menor, siendo de 0.019 mg/L. En ambas épocas la concentración mínima fue de 0.001 mg/L.

Tabla 1. Diferencias de concentración de aluminio en el agua potable de la red de distribución para las dos épocas de estudio.

Variable	Época Seca		Época húmeda	
	n = 63		n = 63	
	Rango	Promedio	Rango	Promedio
Concentración de aluminio (mg/L)	0.001 – 0.082	0.028	0.001 – 0.070	0.019

4.2 Concentración de aluminio contenida en el agua cruda

En lo referente a las concentraciones promedio del agua cruda, estas fueron de 0.011 mg/L durante la época seca y 0.026 mg/L en la época lluviosa. En la época seca se encontró un pH promedio para el agua cruda de 7.9 y una turbiedad promedio de 8.55, mientras que el pH promedio en la época húmeda fue de 8.66 con una turbiedad promedio de 7.87. Existe una relación del pH y la disponibilidad del aluminio, así en el estudio realizado por Rondeau et al. (2000) se obtuvo valores más altos de aluminio para un pH bajo que para un pH alto del agua cruda. Además, en estudios realizados anteriormente en la planta de la Junta de Bayas, como

el estudio de Gutiérrez (2017), se encontraron valores similares para la concentración de aluminio en las diferentes captaciones.

En la *Tabla 2* se puede observar que el contenido de aluminio en el agua cruda durante el periodo seco fue de 0.011 mg/L, en tanto, el promedio de la cantidad de aluminio en el agua tratada tuvo un ligero incremento (0.02 mg/L) teniendo una concentración total de aluminio de 0.031 mg/L. Se presentó una situación diferente en la época húmeda ya que la cantidad promedio de aluminio en el agua tratada (0.011 mg/L) fue menor a la del agua cruda (0.026mg/L), con esto se podría afirmar que el proceso de potabilización en la planta fue eficiente al disminuir el aluminio que contenía el agua cruda, por lo que, el PAC como coagulante no incrementa el aluminio residual.

Tabla 2. *Concentración de aluminio en agua cruda y tratada para las épocas de estudio.*

Variable	Época Seca n = 3		Época húmeda n = 3	
	Agua cruda	Agua tratada	Agua cruda	Agua tratada
Concentración de aluminio (mg/L)	0.011	0.031	0.026	0.011

4.3 Variación de la concentración de aluminio entre épocas y puntos de muestreo

En la *Figura 17* se evidencia que en el agua potable para la época seca existe una mayor concentración de aluminio con un valor máximo de 0.06 mg/L y un mínimo de 0.01 mg/L; en la época lluviosa se presentó un máximo de 0.03 mg/L y mínimo de 0.01 mg/L. Estos resultados concuerdan también con las observaciones de Arévalo (2017) en la ciudad de Guaranda que mostraron valores promedios de concentración de aluminio en agua tratada durante los meses de época seca a comparación del periodo. Esta situación posiblemente se explica ya que en la época lluviosa existe un pH más básico lo cual influye en una menor concentración de aluminio residual mientras que en la época seca se presentan pH más ácidos y existe un aumento en la cantidad de aluminio.

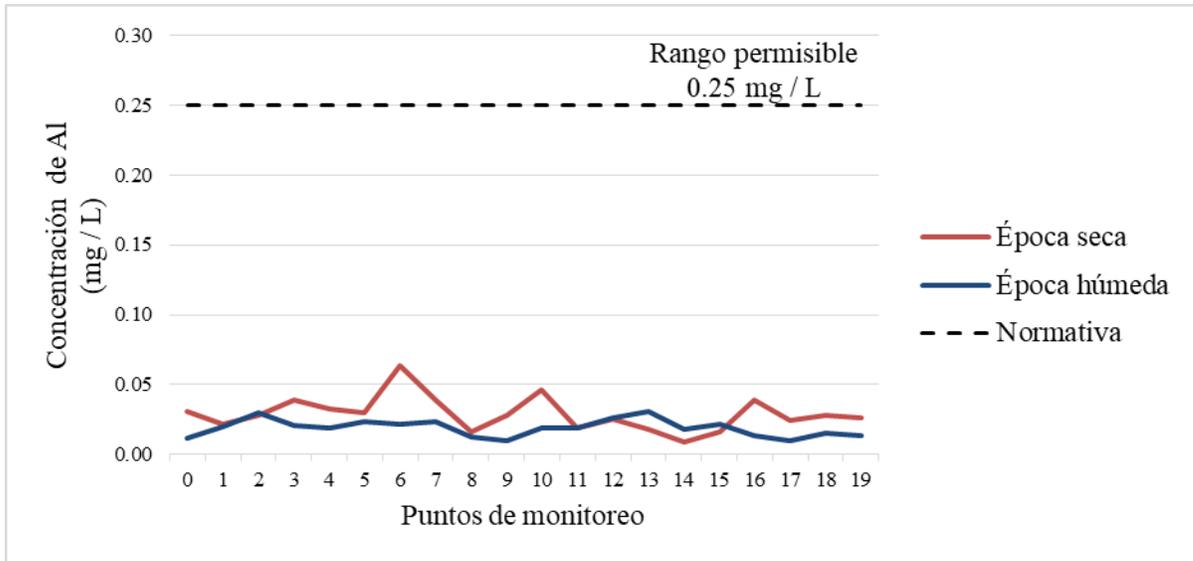


Figura 17. Tendencia de la concentración de aluminio residual en los dos periodos analizados.
Fuente: Elaborado por autores.

4.4 Concentraciones de aluminio residual durante las épocas de estudio

Como se expone en la *Figura 18 (a)* la concentración máxima de aluminio en el agua potable durante la época húmeda fue de 0.02 mg/L en la planta de tratamiento, la cantidad de aluminio en el agua potable disminuye conforme los puntos de monitoreo se alejan de la planta llegando a un dato mínimo de 0.017 mg/L. Uno de los factores que pueden influir en esta disminución, fue la edad de la tubería ya que actualmente en los puntos cercanos a la planta existen tuberías antiguas que pueden influir en la retención de aluminio. Cabe recalcar que la diferencia entre los límites de las concentraciones es mínima de 0.003 mg/L.

Un escenario diferente se encontró en la época seca (*Figura 18 (b)*), en la cual las concentraciones mínimas se presentaron en algunos puntos cercanos a la planta de tratamiento siendo de 0.016 mg/L. Mientras que, en los predios lejanos se obtuvieron resultados de 0.049 mg/L, siendo la diferencia entre estos valores de 0.033 mg/L mucho mayor al dato de la época húmeda, esto debido a la variación de la cantidad de aluminio entre los predios cercanos y distantes a la planta, situación que no se observó en la época restante. El 43.86% de los datos tomados en los grifos fueron mayores a los valores del agua cruda, mientras que el 78.95% de los datos tomados en los grifos son mayores a las concentraciones

de aluminio tomadas en el tanque de almacenamiento de agua potable de la planta. A través de estos resultados se expresa que durante la época seca si existió aporte de aluminio al agua tratada.

Existen varias justificaciones posibles para estos resultados, como la de Srinivasan et al. (1999) quien informa que existe una probabilidad de 40 a 50% de aumento en las concentraciones de aluminio en el agua tratada sobre las del agua cruda en plantas que usan coagulantes a base de aluminio. También menciona en su artículo que la cantidad de aluminio en el agua tratada varió de 0.01 a 2.37 mg/L después de la coagulación. Otra explicación de Dzulfakar et al. (2011) para estos resultados es la lixiviación y corrosión de aluminio presente en los tanques, tuberías y utensilios del sistema de distribución; además del pH, temperatura y turbidez del agua. Srinivasan et al. (1999) también alude que la formación de un precipitado de aluminio hidratado en el sistema de distribución influye en el aumento de la turbidez.

Concentraciones de Aluminio residual en la red de distribución durante las épocas de estudio

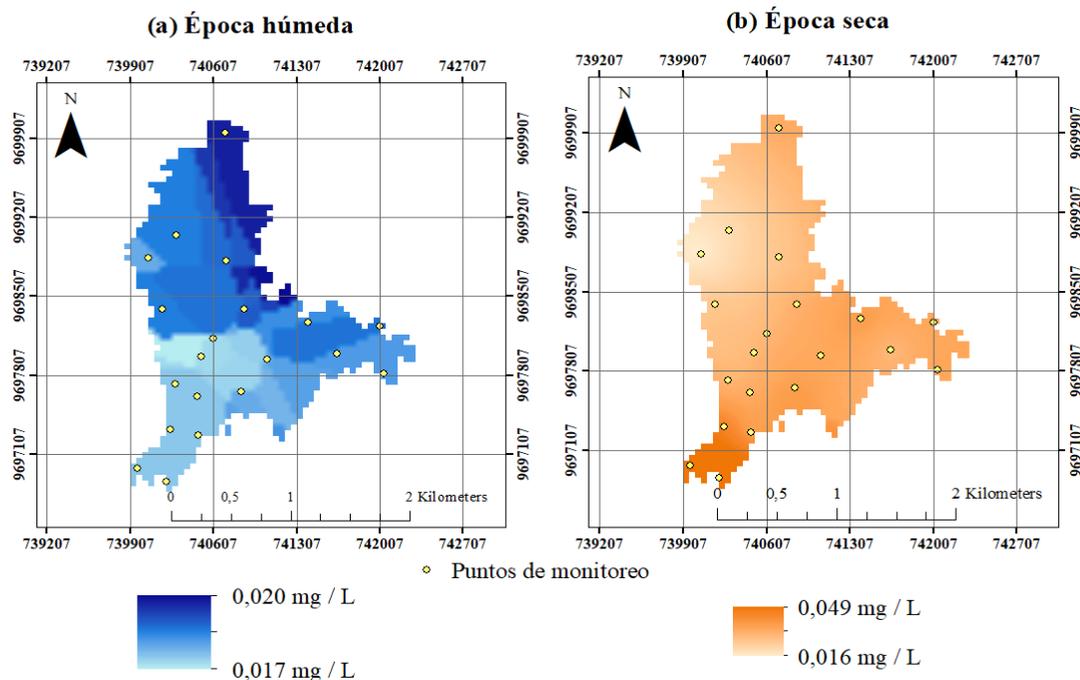


Figura 18. Mapas de concentraciones de aluminio residual en la red de distribución durante las épocas de estudio: a) Época húmeda b) Época seca
Fuente: Elaborado por autores.

Entre todas las razones, la posible causa puede ser la mencionada por Zhang et al. (2020) que explica la deposición y acumulación de aluminio residual en el sistema de distribución conforme se extiende la red, esto puede influir significativamente en la calidad del agua de los consumidores, en este caso en los predios que se encuentran distantes y en el final de la red de agua, cabe mencionar que el material de las tuberías del estudio mencionado fue de hierro fundido. He et al. (2021) expone que el aumento del aluminio en los sitios más alejados de la planta se presenta por la reducción de la velocidad de flujo, la baja demanda de agua en los predios o la edad de la tubería. Es importante aludir que, en la red de distribución de la planta de Bayas se realiza un mantenimiento de las tuberías una vez al mes utilizando llaves de purga y las concentraciones de aluminio residual en nuestro estudio son muy bajas.

4.5 Concentración de aluminio residual con sulfato de aluminio y PAC como coagulantes

Mediante una revisión bibliográfica se encontró concentraciones de aluminio en el agua tratada que variaron desde 0.002 a 1.4 mg/L en un pH promedio de 7.3 cuando se utilizaba sulfato de aluminio como coagulante en la planta de Bayas (Gutiérrez, 2017). En cuanto a los datos obtenidos en este estudio utilizando PAC, las concentraciones de aluminio fueron de 0.003 a 0.082 mg/L en un pH promedio de 7.87, mientras que en un pH promedio de 8.515 las concentraciones de aluminio residual fueron de 0.001 a 0.07 mg/L, siendo en algunas ocasiones los valores de la cantidad de aluminio residual, cuando se utilizó alumbre, superiores a los promedios de aluminio residual obtenidos en la presente investigación donde se usó PAC como coagulante.

Resultados similares a los mencionados por Gutiérrez han sido obtenidos en un estudio comparativo entre dos zonas residenciales realizado por Azmir (2003) en Malasia, se utilizó como coagulante sulfato de aluminio, con concentraciones que oscilaron en 0.0063 mg/L y 0.03 mg/L. Sin embargo, en la investigación de Dzulfakar et al. (2011) utilizando el mismo coagulante realizado en el país mencionado pero en una zona residencial distinta, encontró concentraciones de 0.02 y 0.28 mg/L. El mismo autor menciona que en otras investigaciones realizadas en diferentes países se obtuvieron resultados semejantes e incluso mayores al utilizar el alumbre como coagulante; como es el caso de Australia, donde se determinaron

valores de 0.01 a 0.9 mg/L, Japón con 0.01 y 2.11 mg/L, y varias investigaciones canadienses encontraron niveles de aluminio de 0.019 a 0.29 mg/L, que son valores máximos muy superiores a los encontrados en este estudio. En el análisis realizado por Kimura et al. (2013) en el que se utilizó PAC como coagulante, se presentó una concentración de aluminio residual menor a 0.02 mg/L en un pH de 6.5 a 8.5, por lo cual se comprobó que existió una menor concentración de aluminio residual cuando se utilizó como coagulante el PAC.

4.6 Riesgo de Alzheimer por ingestión de aluminio en agua potable

El aluminio es aportado al cuerpo humano en 1 - 2% por el agua potable y en 95% por los alimentos. Sin embargo, la biodisponibilidad (fracción que se absorbe en el torrente sanguíneo) del aluminio en el agua potable es de 0.3%, mayor en comparación del 0.1% de los alimentos (Rondeau et al., 2000).

Haciendo alusión a la relación entre la concentración de aluminio con el desarrollo del Alzheimer el estudio de Rondeau et al. (2008) menciona que 6 de 13 sujetos expuestos a una concentración de al menos 0.1 mg/día, que consumieron abundante agua potable con niveles mayores a 0.05 mg/L de aluminio durante 15 años, desarrollaron demencia; aunque la ingesta de aluminio es considerada baja si se mostró enajenación mental. Estos resultados deben ser interpretados con cautela debido a que solamente 13 individuos estuvieron expuestos a la ingesta de 0.1 mg/día.

En la evidencia científica disponible, también se encontró investigaciones como la de Van Dyke et al. (2021) que no se relacionó la ingesta de aluminio con el desarrollo de Alzheimer, se expuso a una población mayor a 1000 con una edad aproximada de 75 años, estudiada por 7 años, con una exposición de 0.05 – 0.15 mg/L. Otro hallazgo importante se presentó en el estudio de Srinivasan et al. (1999) que según una encuesta realizada en Inglaterra la tasa de Alzheimer fue 1.5 mayor en distritos con concentraciones superiores a 0.11 mg/L de aluminio en el agua potable, mientras que con valores inferiores a 0.01 mg/L la toxicidad por aluminio fue aguda. Como se mencionó anteriormente, las medias del presente estudio fueron de 0.028mg/L en época seca y 0.019 mg/L en la época húmeda, muy inferiores a las dosis administradas por los estudios aludidos, además la exposición fue de 6 meses únicamente.

4.7 Correlación entre parámetros medidos y concentración de aluminio

La correlación se realizó entre la concentración de aluminio con los parámetros de sólidos disueltos, conductividad, pH, temperatura, turbidez y color en las dos épocas de estudio. El tipo de correlación utilizado fue de Pearson debido a que se evaluó si una variable se asocia al cambio de otra variable.

En la *Figura 19* se puede visualizar que en la época seca existió una relación negativa entre la concentración de aluminio con el color ($r = -0.27$), la turbidez ($r = -0.16$) y la temperatura ($r = -0.04$), los sólidos disueltos y conductividad mostraron tendencia a un valor de 0 con un resultado de $r = -0.09$, de igual manera el coeficiente de correlación para el pH ($r = 0.02$) demostró una relación nula. Los valores del coeficiente de Pearson no estuvieron cercanos a $+1$ o -1 ; es decir, no existió correlaciones perfectas para ningún parámetro medido.

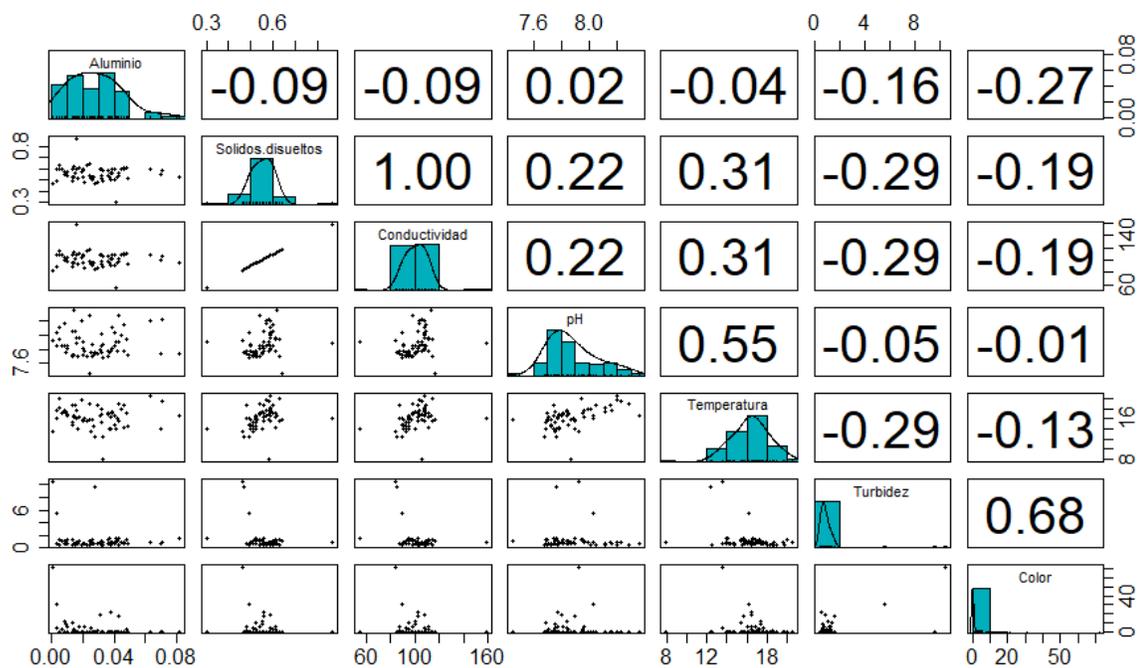


Figura 19. Correlación entre parámetros medidos y concentración de aluminio en época seca.
Fuente: Elaborado por autores.

En la *Figura 20* se denota correlaciones positivas del pH, temperatura, turbidez y color con la concentración de aluminio durante la época húmeda. Entre las relaciones positivas el mayor valor del coeficiente de Pearson fue de $r = 0.20$ correspondiente a la turbidez, seguido

de la temperatura ($r = 0.19$), color ($r = 0.15$) y el pH muy cercano a 0 de $r = 0.03$. Los sólidos disueltos y la conductividad mostraron un resultado negativo de $r = -0.14$ en ambos casos.

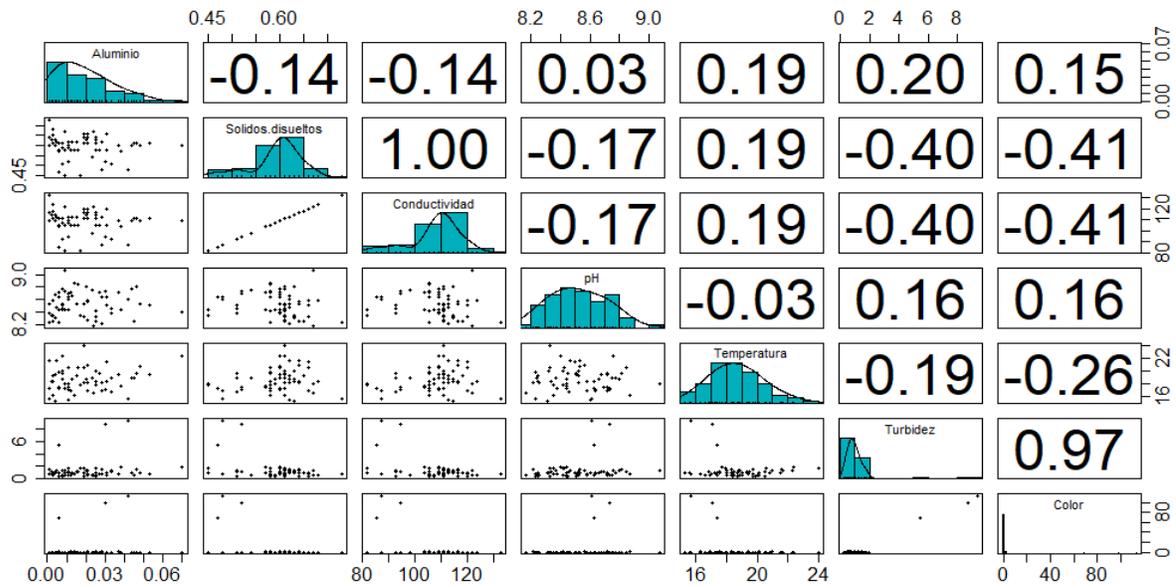


Figura 20. Correlación entre parámetros medidos y concentración de aluminio en época húmeda.
Fuente: Elaborado por autores.

4.7.1 Sólidos disueltos y concentración de aluminio

Las correlaciones tanto para la época seca como la época húmeda para los sólidos disueltos fueron negativas con valores de -0.09 y -0.014 , respectivamente (*Figura 19* y *Figura 20*). En la literatura existente no se encontró investigaciones que consideren a los sólidos disueltos como una influencia en la concentración de aluminio residual en el agua potable.

4.7.2 Conductividad y concentración de aluminio

La correlación presentada entre la conductividad y la concentración de aluminio fue negativa tanto en época seca (-0.09) como en época húmeda (-0.14), siendo el valor del coeficiente de Pearson igual al obtenido en los SDT para ambas épocas de estudio (*Figura 19* y *Figura 20*). No se encontró investigaciones que consideren a la conductividad como una influencia en la concentración de aluminio residual en el agua potable.

4.7.3 pH y concentración de aluminio

El pH es un factor influyente en las concentraciones de aluminio residual debido a que su solubilidad varía con las condiciones de pH. Mediante el análisis estadístico de correlación el pH se correlacionó con un valor cercano a 0, es decir no existe una relación en ninguna época de estudio (*Figura 19* y *Figura 20*). Sin embargo, existen investigaciones que han encontrado correlaciones positivas y otras negativas. Por ejemplo, He et al. (2021) encontró una relación positiva ($r = 0.87$) entre el pH y la cantidad de aluminio residual, cuyos valores de aluminio fueron de 0.096 - 0.085 mg/L cuando el pH se encontraba entre 7.8 y 8.2. También Silva et al. (2015) mencionó que la mayor concentración de materiales sólidos durante la época lluviosa y el uso de mayor dosis de coagulante favoreció la precipitación de los sólidos, ocasionando la reducción de iones de hidrógeno y un aumento de la cantidad de aluminio residual, caso contrario a lo sucedido en época seca. Contrariamente, Rubinos et al. (2007) determinó una correlación negativa, cuyas concentraciones de aluminio fueron superiores a 0.2 mg/L cuando el pH se encontraba por debajo de 7; en tanto, al presentarse un pH por debajo de 6 la concentración de aluminio aumentó de 0.5 mg/L.

4.7.4 Temperatura y concentración de aluminio

Los resultados obtenidos de temperatura en la época seca fueron menores a los datos de la época húmeda (*Figura 19* y *Figura 20*). Durante el periodo seco la correlación de temperatura y aluminio residual fue negativo y cercano a 0 ($r = -0.04$) cuando la temperatura varió entre 7.87 - 20.6 °C, estos límites fueron más extensos al obtenido en la época restante, este podría ser el motivo por el cual la correlación entre temperatura en época seca y concentración de aluminio es negativa. Por el contrario, la temperatura se correlacionó positivamente con la cantidad de aluminio ($r = 0.19$) durante la época húmeda cuando el rango fue de 15.3 – 24°C. Una situación similar fue mencionada por Krupińska (2020), quien estableció que la solubilidad del aluminio depende fuertemente de la temperatura del agua, es decir a medida que aumenta la temperatura el aluminio es mayor.

4.7.5 Turbidez y concentración de aluminio

En el análisis estadístico se determinó una correlación negativa entre la turbidez y la concentración del aluminio residual en el agua potable, la turbiedad estuvo en un rango de 0.4 a 1.6 NTU ($r = -0.16$) en la época seca (*Figura 19*). Mientras que, la relación fue de carácter positivo ($r = 0.20$) durante el periodo lluvioso, el rango de turbiedad fue más extenso de 0.28 – 1.94 NTU (*Figura 20*). La literatura existente ha encontrado una relación positiva entre las concentraciones de aluminio en el agua potable y la turbidez, debido a la formación de precipitados de aluminio (Kimura et al., 2013). De igual manera, Driscoll & Letterman (1988) encontró que altas concentraciones de aluminio en el agua potable se relaciona con la alta turbidez.

4.7.6 Color y concentración de aluminio

El color al igual que la turbiedad, en ambas épocas de estudio concuerdan con el signo positivo en la época húmeda y negativo en la época seca (*Figura 19* y *Figura 20*), la razón de esto puede ser la influencia de la turbidez, ya que en la medición del color aparente se incluye las partículas en suspensión. No se encontró investigaciones que consideren al color una influencia en la concentración de aluminio en el agua potable.

4.8 Análisis estadístico entre épocas de estudio y concentración de aluminio

4.8.1 Normalidad de datos entre época seca y concentración de aluminio

Para determinar la normalidad entre la concentración de aluminio y las épocas de estudio se empleó el método de Shapiro Wilk para muestras pequeñas ($n \leq 50$). En la *Figura 21* se determinó que existe normalidad entre los datos obtenidos en época seca; además se corroboró con el histograma de frecuencia donde el valor de p-value: 0.2108.

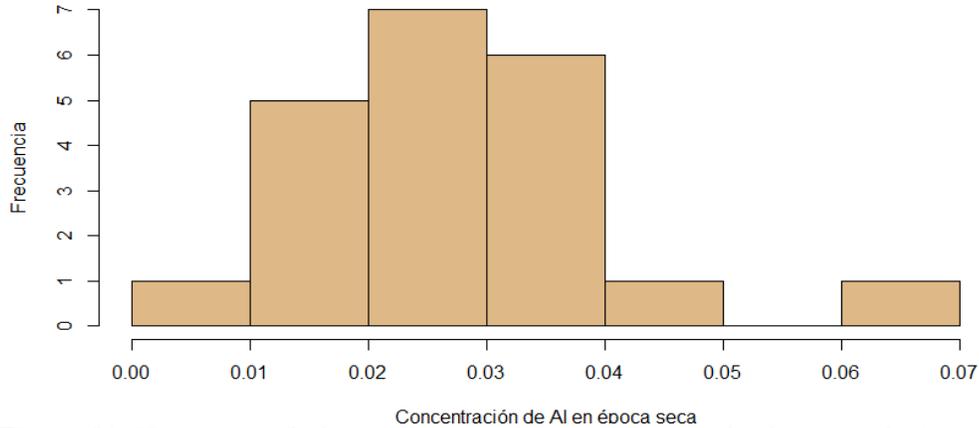


Figura 21. *Histograma de frecuencia entre la concentración de aluminio y la época seca.*
Fuente: Elaborado por autores.

4.8.2 Normalidad de datos entre época húmeda y concentración de aluminio

En la *Figura 22* se observa que los datos correspondientes a la concentración de aluminio en la época húmeda presentaron normalidad, para corroborar esta afirmación el p - value de la prueba Shapiro Wilk fue de 0.5687. Los valores de concentración de aluminio tuvieron un rango de 0 – 0.035 mg/L, un tanto menor a los valores mencionados en la época seca.

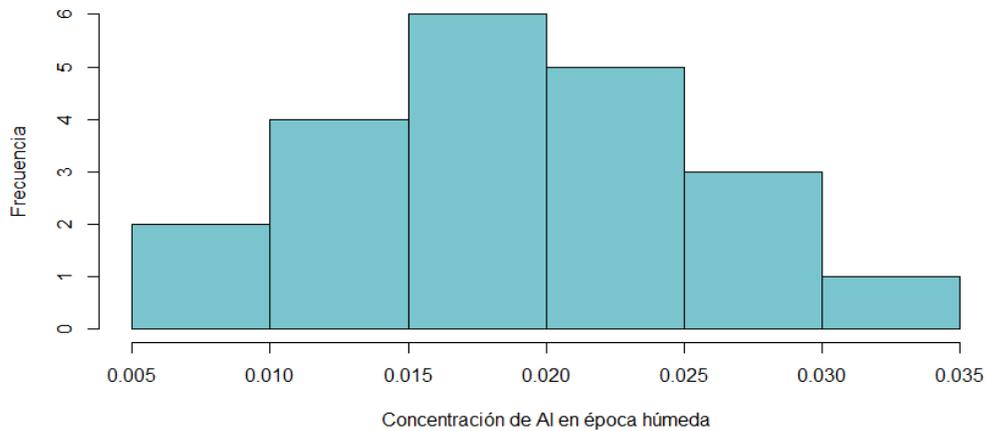


Figura 22. *Histograma de frecuencia entre la concentración de aluminio y la época húmeda.*
Fuente: Elaborado por autores.

4.8.3 Evaluación temporal de la concentración de aluminio en la red de distribución

Para evaluar la influencia de cada época en la concentración de aluminio se utilizó la prueba t - student, al determinar que existe normalidad entre los datos de concentración obtenidos.

En la *Tabla 3* se puede observar que el p - value tiene un valor de 0.0065, significativamente menor al establecido para aceptar la hipótesis nula; es decir hay diferencia en las concentraciones de aluminio entre épocas. Inclusive, el valor de t fue 2.92, siendo este dato mayor a 0, corroborando que existe una diferencia significativa. Por ello, se confirma la hipótesis de que la época climática influye en la concentración de aluminio en el agua potable.

Tabla 3. *Influencia entre épocas de estudio y concentración de aluminio.*

Variable	Época Seca		Época húmeda		t	p
	n = 20		n = 20			
	Rango	Promedio	Rango	Promedio		
Concentración de aluminio (mg/L)	0.01 – 0.06	0.03	0.01 – 0.03	0.02	2.9294	0.0065

4.9 Variación temporal de los parámetros fisicoquímicos en la red de distribución

4.9.1 Sólidos disueltos

Los resultados presentados en la *Figura 23* para los sólidos disueltos totales evidenciaron valores similares tanto para la época seca como para la época lluviosa, presentando un valor promedio máximo de 0.65 ppm para los dos periodos, existiendo una ligera diferencia en el valor promedio mínimo de 0.47 ppm en la época seca con respecto al valor promedio mínimo de 0.49 para el periodo húmedo.

En el estudio realizado por Martínez & Barrero (2018) se menciona que la concentración de sólidos disueltos en la época seca fue mayor debido a que existe una reducción en el caudal del cuerpo de agua, lo cual generó un aumento en la concentración de sustancias orgánicas e inorgánicas.

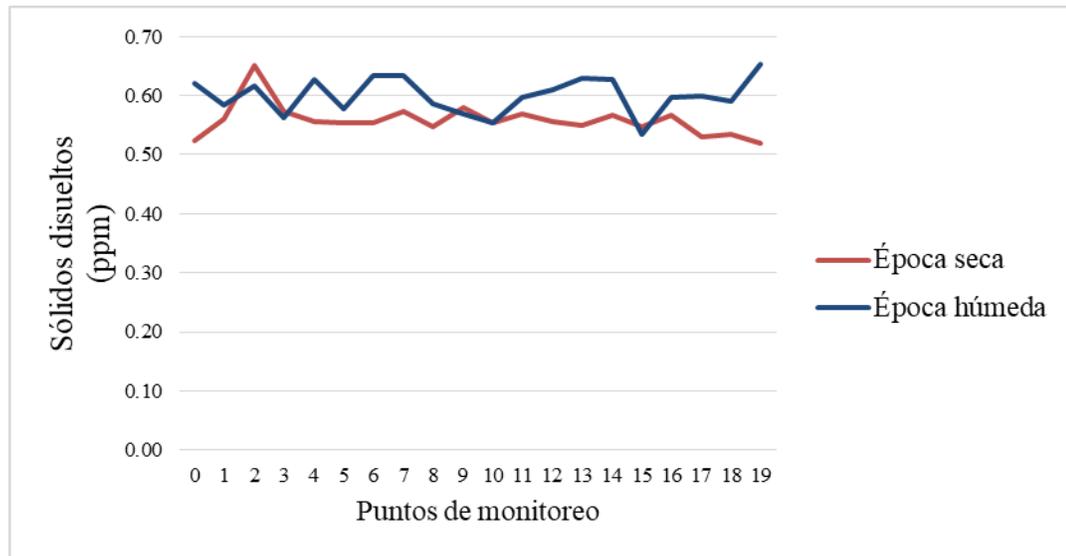


Figura 23. Tendencia de sólidos disueltos en los dos periodos analizados.
Fuente: Elaborado por autores.

4.9.2 Conductividad eléctrica

En la *Figura 24* puede observarse un valor promedio máximo de $118.18 \mu\text{S}/\text{cm}$ y un mínimo de $86.06 \mu\text{S}/\text{cm}$ para la época seca; mientras que, en la época lluviosa se presentó un valor promedio máximo de $118.79 \mu\text{S}/\text{cm}$ y un mínimo de $89.08 \mu\text{S}/\text{cm}$. A diferencia del estudio Silva et al. (2015) que mostró una tendencia de valores más altos para la conductividad en la época seca, los datos no siguieron este patrón debido a que las estaciones climáticas han estado muy cambiantes al momento de tomar las muestras.

En el estudio de Silva et al. (2015) se menciona que la conductividad fue mayor en el tanque de almacenamiento que en los grifos. Sin embargo, en la mayoría de los datos del presente estudio no se presentó este escenario, esto pudo deberse a que las estaciones climáticas no tuvieron diferencia marcada.

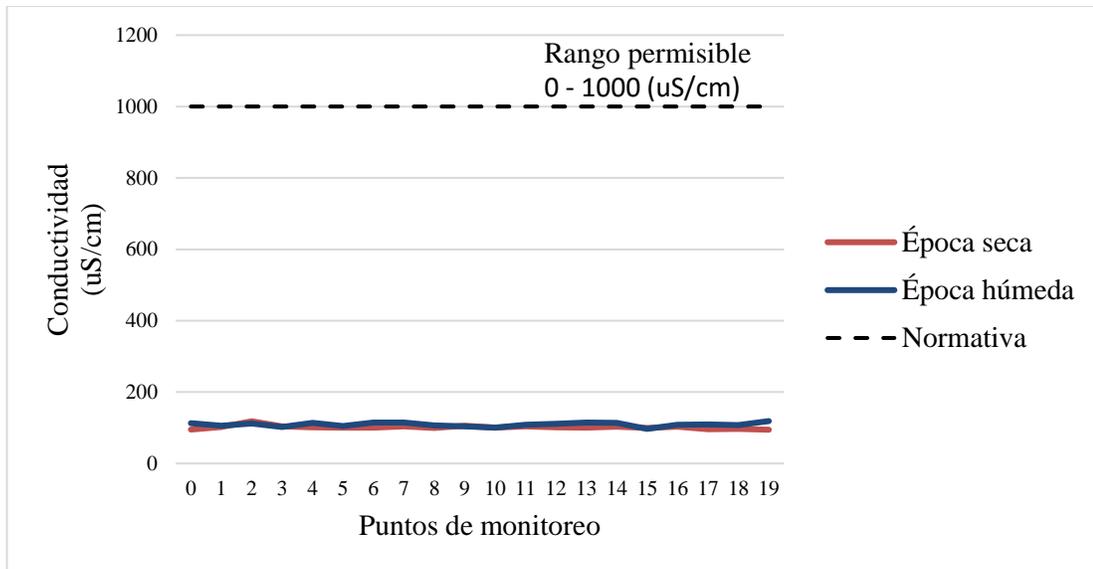


Figura 24. Tendencia de la conductividad en los dos periodos analizados.
Fuente: Elaborado por autores.

4.9.3 pH

Los valores de pH bajos en el agua potable provocan corrosión; mientras que valores altos producen efectos en el sabor del agua, problemas de salud dérmica y molestias oculares en los consumidores (Wang & Li, 2022). Como se puede observar en la *Figura 25* para el agua potable, durante la época seca se obtuvieron valores menores, cuyo rango promedio estuvo entre 7.74 – 7.97, siendo de carácter ligeramente básico. Mientras que en el periodo lluvioso se presentó una tendencia a registrar valores mayores de pH comprendidos entre 8.39 – 8.71, siendo también básicos y excediendo la normativa. Resultados similares obtuvieron Silva et al. (2015) en su investigación, en el cual se menciona que dicha tendencia se vio influenciada en cierto grado por los altos valores de pH obtenidos en algunos predios que probablemente presentaron una alteración en las tuberías debido a la presencia de remanentes del desinfectante o detergente provenientes del proceso de desinfección o lavado, respectivamente. Además, la mayor dosificación del coagulante para favorecer la precipitación de la mayor cantidad del material sólido durante la época lluviosa provocó la disminución en la concentración de los iones de hidrógeno, cuya situación no se observa durante la época seca. El pH del agua potable en este estudio no fue considerado ácido, por ende, no se consideró una posible corrosión en las tuberías durante los monitoreos.

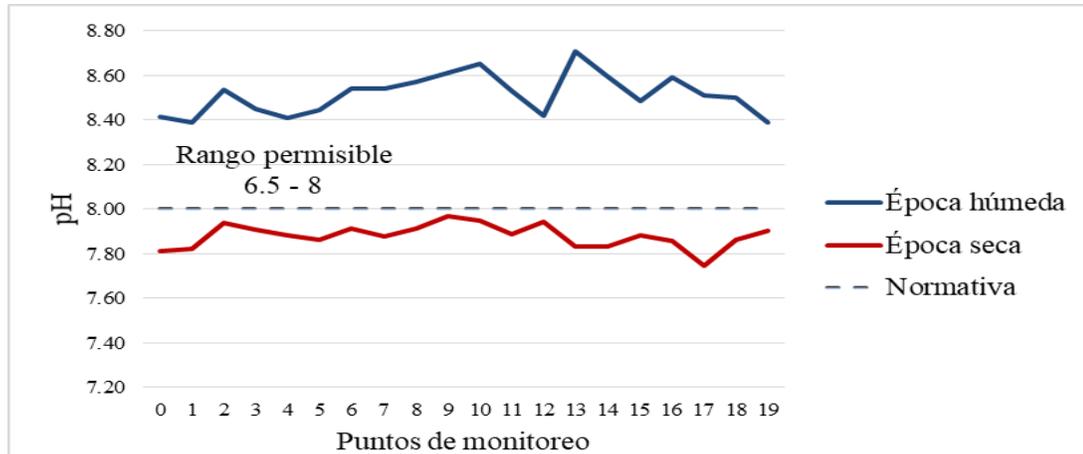


Figura 25. Tendencia del pH en los dos periodos analizados.
Fuente: Elaborado por autores.

4.9.4 Temperatura

Esta investigación encontró datos de temperatura en la época húmeda con un rango promedio de 16.70 – 20.63 °C, a diferencia de 13.49 – 17.97 °C en el periodo seco (Figura 26). Se observó una tendencia a presentar valores superiores en el periodo lluvioso. Los resultados coinciden con Baque et al. (2016) en su estudio de la calidad del agua destinada al consumo humano en el cantón Quevedo, provincia de Los Ríos, Ecuador, en el cual la época lluviosa presentó valores superiores de temperatura en comparación del periodo restante, esta situación influye en el aumento de sales, disminución de la solubilidad de gases al aumentar la temperatura.

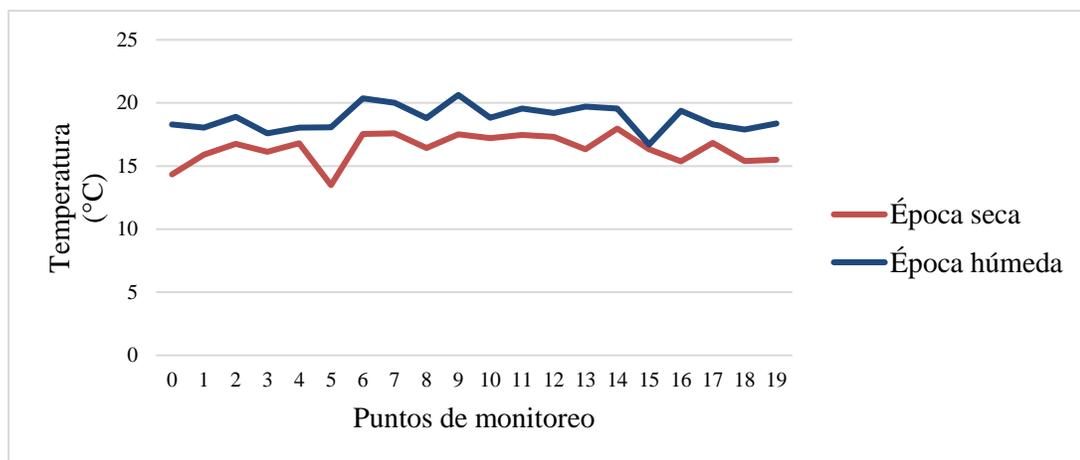


Figura 26. Tendencia de la temperatura en los dos periodos analizados.
Fuente: Elaborado por autores.

4.9.5 Color

Se puede observar en la *Figura 27* que durante el periodo seco existió variación en el promedio del color en algunos puntos de muestreo entre 0 - 9 Pt Co. Por otra parte, la época húmeda presentó valores promedio constantes de 0 - 1 durante todo el monitoreo, siendo menores al otro periodo analizado. En general, los resultados promedios obtenidos durante el muestreo en cada época de estudio cumplieron con la normativa vigente de no sobrepasar 15 Pt Co.

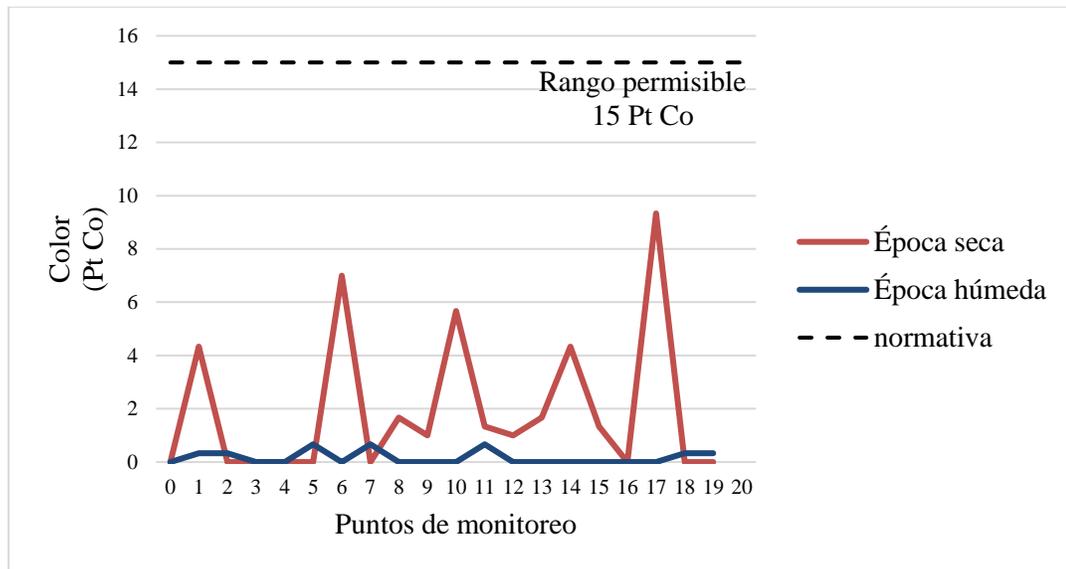


Figura 27. *Tendencia del color en los dos periodos analizados.*
Fuente: Elaborado por autores.

4.9.6 Turbidez

En la *Figura 28* se presenta la turbidez del agua potable en las épocas seca y húmeda, estos valores fueron similares variando con rangos entre 0.53 – 1.17 y 0.64 – 1.37 NTU, respectivamente. En general, los datos fueron ligeramente mayores durante el periodo húmedo. Este resultado fue consistente con los estudios de Morales et al. (2019) y Silva et al. (2015) que registraron un claro aumento de turbidez en el periodo de lluvias en agua potable. Morales et al. (2019) explica que el aumento de turbiedad en algunos puntos de monitoreo puede deberse a rupturas en las tuberías que ocasiona la irrupción de materiales en el agua,

desprendimiento de biopelículas por las fluctuaciones de presión o la lixiviación de tuberías corroídas debido a un mal mantenimiento.

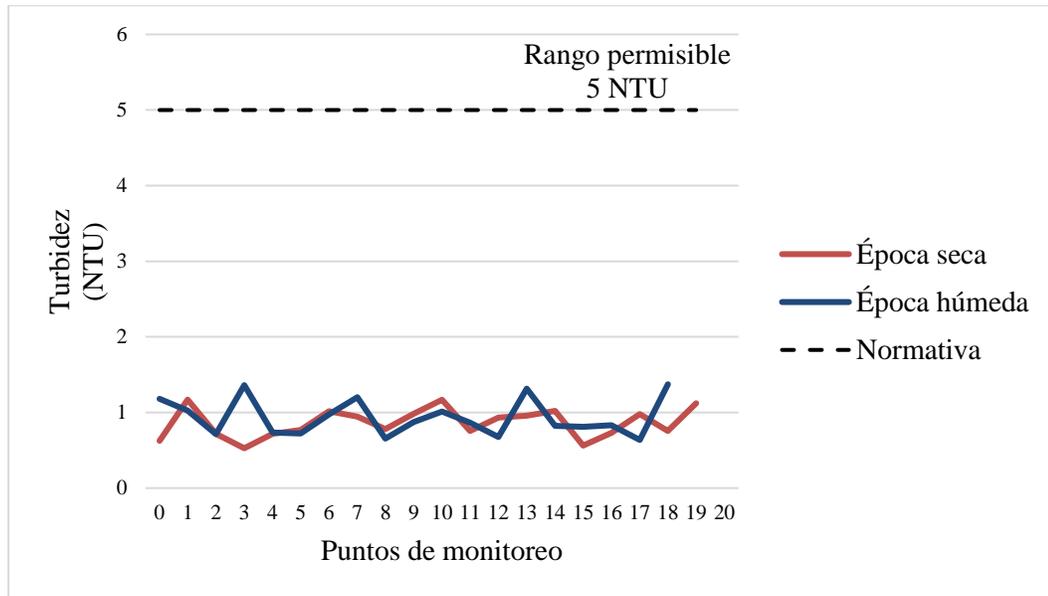


Figura 28. Tendencia de la turbidez en los dos periodos analizados.
Fuente: Elaborado por autores.

4.10 Regresión lineal múltiple de la concentración de aluminio residual en las épocas de estudio

Para realizar la regresión lineal múltiple se escogió como variables independientes la temperatura, pH y turbidez como parámetros fisicoquímicos que influyen en la concentración de aluminio residual. La regresión para la concentración de aluminio residual en la época se muestra en la ecuación (5). En la época húmeda, la regresión lineal se obtuvo la concentración de aluminio residual mediante la ecuación (6).

$$\text{Concentración } Al_{residual} = -0.1283 + 0.0213pH + 0.0014\text{temperatura} + 0.0149\text{turbidez} \quad (5)$$

$$R^2 \text{ ajustado} = 4,43\%$$

$$\text{Concentración } Al_{residual} = -0.0223 + 0.003pH - 0.0017\text{temperatura} + 0.0058\text{turbidez} \quad (6)$$

$$R^2 \text{ ajustado} = 3.70\%$$

Con respecto a la época seca, en la *Tabla 4* se puede observar que el coeficiente parcial correspondiente al parámetro de pH y temperatura es negativo con respecto a la concentración de aluminio residual. Es decir, si crece una unidad la temperatura o el pH, la

concentración de aluminio decrece en un 1.47%, siendo un efecto no significativo con respecto a los datos analizados. De igual manera si se analizan las variables dependientes pH y temperatura por separado, se obtienen valores negativos -1.45% y -1.10% respectivamente. En cuanto a los coeficientes que corresponden a la turbidez, existe una relación positiva con la concentración de aluminio (4.10%). Además, si se relacionan las variables temperatura y pH con la turbidez el valor sigue siendo positivo 2.65% y 4% respectivamente, sin embargo, el incremento no fue representativo. El coeficiente de determinación R^2 , indica que las tres variables explican la concentración de aluminio residual en un 4.43% para la época seca.

En cuanto a los resultados obtenidos para la época húmeda, el parámetro que presentó mayor coeficiente ajustado fue la temperatura y turbidez con un 5.39%, lo que significa que un incremento de los dos parámetros representa un ligero aumento de 5% del aluminio residual. Un caso similar se presentó con la temperatura únicamente con un valor de 4.66%. El pH mostró un valor negativo de -1.70%, siendo también un resultado no representativo. El coeficiente obtenido en los tres parámetros indicó una cantidad de aluminio residual de 3.70%, una ligera variación con respecto a la época seca, denotando la influencia de la época de estudio con respecto a la cantidad de aluminio residual. Cabe destacar que para ambas épocas de estudio no se obtuvo un valor alto de coeficiente de determinación R^2 ajustado, por ello se determinó que el modelo de regresión lineal no es aplicable para determinar la concentración de aluminio residual con los parámetros analizados.

Tabla 4. *Coeficiente de determinación R^2 ajustado para las épocas de estudio.*

Variable Independiente	Coeficiente de determinación R^2 ajustado	
Aluminio		
Variables dependientes	Época seca	Época húmeda
Temperatura, pH, turbidez	4.43%	3.70%
pH	-1.45%	-1.70%
Temperatura	-1.10%	4.66%
Turbidez	4.10%	2.84%
Temperatura, pH	-1.47%	3.00%
Turbidez, pH	4.00%	1.14%
Temperatura, turbidez	2.65%	5.39%

4.11 Comparación de parámetros fisicoquímicos con la normativa vigente

Se obtuvieron todos los resultados de las pruebas analíticas según el esquema de trabajo propuesto para los 6 muestreos realizados en los 20 puntos de monitoreo. La Organización Mundial de la Salud establece un máximo de 0.2 mg/L de aluminio en agua potable proveniente de plantas de tratamiento pequeñas y un límite de 0.1 mg/L para instalaciones

grandes. En el presente estudio se consideró a la planta de Bayas como instalación pequeña. El valor máximo de aluminio fue de 0.082 mg/L, el cual se encontró por debajo del límite establecido por la OMS. Sin embargo, la misma recomienda la optimización de los procesos de potabilización con el objetivo de disminuir el aluminio residual en la red de distribución debido a los posibles indicios de toxicidad al ser humano por la ingestión de aluminio. Aunque, debido a las predicciones imprecisas sobre el riesgo de Alzheimer es aún relativo tomar decisiones para controlar la exposición a este metal.

En la *Tabla 5* se muestran los parámetros analizados y el límite máximo permisible de la normativa NTE INEN 1108: 2020.

Tabla 5. Límites permisibles para los parámetros analizados en la red de distribución

Parámetros	Metodología	Valores máximos		Valores mínimos		Valores permisibles
		ES	EH	ES	EH	
Concentración aluminio (mg/L)	Colorímetro HACH DR 890	0.06	0.03	0.01	0.01	0 – 0.25 (mg/L)
Conductividad (µS/cm)	Conductímetro, marca HACH, modelo Sension 5	118.18	118.79	94.55	96.97	0 - 1000 (µS/cm)
pH	pHmetro HI98108	7.97	8.71	7.74	8.39	6.5 – 8
Turbidez (NTU)	Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P	1.17	1.37	0.53	0.64	5 (NTU)
Color (Pt Co)	Colorímetro HACH DR/890	9	1	0	0	15 (Pt Co)

ES: Época seca, EH: Época húmeda.

Los valores promedio obtenidos para los parámetros: aluminio, conductividad, color y turbidez tanto en época seca como en época lluviosa se encontraron dentro de los valores permisibles. Sin embargo, los valores del pH en época húmeda no cumplieron con la normativa ambiental vigente.

Mediante los monitoreos realizados en los diferentes puntos se resaltó que todos los datos de concentración de aluminio se encontraron por debajo del rango permisible de la normativa (0.25 mg/L), siendo el valor máximo obtenido de 0.082 mg/L. Los resultados son similares

a los datos del estudio de Gutiérrez (2017) realizado en la planta de tratamiento de la Junta de Bayas en los meses de agosto y septiembre, cuando se utilizaba alumbre como coagulante, cuyo valor máximo fue de 0.016; sin embargo se presentó un valor máximo de 1.4 en el mes de junio el cual sobrepasó el valor máximo permisible.

El parámetro de pH en la época seca los valores promedio cumplieron con la normativa y en la época lluviosa el 100% de los resultados fueron de carácter básico con datos que estuvieron por encima del límite permisible de 8.

4.12 Evaluación de los riesgos para la salud

4.12.1 Ingesta diaria crónica

Los CDI para niños y adultos en cada época de estudio se calcularon utilizando la ecuación(2). La Tabla 6 muestra los rangos y promedios de CDI, los niños para la época seca mostraron un rango de 0.00017 - 0.00451 mg.kg⁻¹.día⁻¹ y adultos con valores de 0.00016 a 0.0043 mg.kg⁻¹.día⁻¹. Ambos grupos etarios son propensos a una CDI mayor durante la época seca, siendo estos resultados ligeramente superiores a los calculados en el periodo lluvioso, en el cual los niños mostraron un rango de 0.00006 a 0.0037 mg.kg⁻¹.día⁻¹ y los adultos con límites similares a los infantes variando únicamente con su rango inferior de 0.00005 a 0.0037 mg.kg⁻¹.día⁻¹, las medias de estos dos grupos tuvo una diferencia muy pequeña entre sus valores siendo 0.00104 y 0.001 mg.kg⁻¹.día⁻¹, respectivamente. En adición, las medias de CDI para ambas épocas de estudio fueron muy inferiores a la dosis de referencia lo que denotó una muy baja ingestión de aluminio para representar un posible riesgo para la salud.

Los valores obtenidos de CDI en la presente investigación fueron muy inferiores en comparación a un estudio realizado en Francia, cuyo resultado promedio de ingesta diaria crónica fue de 0.025 mg.kg⁻¹.día⁻¹ utilizando sulfato de aluminio como coagulante (Rondeau et al., 2008). El mismo autor explica que la razón de los resultados para la CDI se debió a los altos niveles de aluminio medido en el agua potable, ya que la cantidad de aluminio es el factor más contribuyente en la ecuación para el cálculo de la ingesta diaria crónica. Los resultados de este estudio también fueron inferiores a los obtenidos en la investigación de

Qaiyum et al. (2011) que utilizaron sulfato de aluminio como coagulante, cuyos valores promedio en dos localidades de Malasia fueron de 0.007305 y 0.00772 mg.kg⁻¹.día⁻¹.

En cuanto a los grupos etarios, los niños presentaron una ingesta diaria crónica superior a los adultos en ambos periodos. La Agencia de Protección Ambiental menciona que la edad de la población puede influir en el riesgo a un contaminante, los niños y ancianos suelen ser susceptibles a un efecto mayor. Los niños están más expuestos a las toxinas debido a que tiene un mayor contenido en agua en relación con su masa corporal que los adultos. Inclusive, son más vulnerables que los adultos por su desarrollo incompleto del sistema inmune (USEPA, 2022). Este resultado estuvo de acuerdo con varios estudios, los cuales informaron que las dosis de ingesta de metales pesados y no pesados son significativamente más altas en niños que en adultos. Por ejemplo, Saha et al. (2017) determinó que la dosis de ingesta diaria en niños de Australia y Tailandia fue alrededor de 1.7 y 2.5% superior a los adultos. Un hallazgo similar se dio en la investigación de Alidadi et al. (2019), el cual determinó que los niños estaban expuestos 3 veces más que los adultos a metales riesgosos en el agua potable.

Tabla 6. Ingesta diaria crónica en niños y adultos en cada época de estudio.

	Variable	Ingesta diaria crónica (CDI) (mg.kg ⁻¹ .día ⁻¹)	
		Rango	Promedio
Época seca	Niños n = 60	0.00017 – 0.00451	0.00160
	Adultos n = 60	0.00016 – 0.00433	0.00154
Época húmeda	Niños n = 60	0.00006 – 0.00370	0.00015
	Adultos n = 60	0.00005 – 0.00370	0.001

4.12.2 Riesgo no cancerígeno

Los resultados obtenidos en el cálculo del riesgo no cancerígeno en las épocas seca y lluviosa en el agua potable a través de la ingestión tanto para niños como para adultos se muestran en la *Tabla 7*.

Tabla 7. Valores de HQ en niños y adultos en época seca y húmeda.

	Variable	HQ	
		Rango	Promedio
Época seca	Niños n = 60	0.00002 - 0.000064	0.00002
	Adultos n = 60	0.00002 - 0.000062	0.00002
Época húmeda	Niños n = 60	0.00001 - 0.000055	0.000015
	Adultos n = 60	0.00001 - 0.000055	0.000014

En el presente estudio se encontró valores de HI de 0.01366 y 0.0089 para niños en época seca y húmeda, respectivamente. En cuanto a los adultos se obtuvieron valores de HI de 0.00025 en época seca y 0.00003 en el periodo húmedo como se muestra en la *Tabla 8*. Los valores de HI para los niños presentan un valor mayor al de los adultos, lo que sugiere que los niños son más susceptibles al riesgo no cancerígeno. Para ambos grupos etarios el nivel de ingesta diaria de aluminio es inferior al umbral de seguridad ($HI < 1$).

Tabla 8. Valores de HI en niños y adultos en época seca y húmeda.

Variable	Época seca		Época húmeda	
	Niños	Adultos	Niños	Adultos
	n = 60	n = 60	n = 60	n = 60
	Valor	Valor	Valor	Valor
HI	0.01366	0.00025	0.0089	0.00003
	Frecuencia (%)	Frecuencia (%)	Frecuencia (%)	Frecuencia (%)
HI < 1	60 (100)	60 (100)	60 (100)	60 (100)
HI > 1	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)

Los valores de HQ y HI a través de la ingestión de aluminio en agua potable no excedieron el umbral de HQ y HI para adultos y niños en ninguna época de estudio debido a los valores bajos de CDI, lo cual indica que no existe ningún riesgo para los habitantes de Bayas al consumir el agua potable. No se encontraron estudios sobre el HI del aluminio en Ecuador,

por lo cual se procedió a comparar los resultados de esta investigación con estudios realizados en otros países (Tabla 9).

En el estudio de Dzulfakar et al. (2011) en dos áreas residenciales de Malasia obtuvieron valores medios de HI de 0.00053 y 0.00058, los cuales son inferiores a los valores registrados en este estudio a excepción de los valores para adultos en época seca y húmeda. Además, un estudio de Qaiyum et al. (2011) en Malasia, el 100% de las muestras tomadas fueron valores de HI inferiores a 1 por lo cual el riesgo es aceptable. Sin embargo, hubo variaciones en el HI encontrado en los diferentes puntos de muestreo por lo que se recomendó tomar medidas para reducir el nivel de aluminio en el agua potable a niveles similares o inferiores a la normativa y de esta forma tratar de que todos los puntos tengan concentraciones similares. El mismo autor menciona que, si el HI es mayor a 1 existe un riesgo por la ingestión de aluminio a los consumidores; en contraste si es inferior a 1 las personas no son vulnerables a un riesgo. En cuanto al HI calculado en la investigación de Shaharuddin (2015), que utilizó PAC como coagulante, se obtuvo un valor de 0.00042, siendo menor a los HI de los estudios mencionados anteriormente. En general, los resultados en el presente estudio demostraron que el riesgo por ingestión de aluminio a los consumidores del agua potable en la red de distribución de la junta de Bayas fue relativamente bajo en ambos grupos etarios.

Tabla 9. Comparación de resultados del HI del presente estudio con otros estudios

Autor	Coagulante utilizado	HI	Límite máximo de HI
Dzulfakar et al. (2011)	Sulfato de aluminio	0.00053	< 0.1 mg/L
		0.00058	
Qaiyum et al. (2011)	Sulfato de aluminio	0.00088	< 0.1 mg/L
		0.00101	
Shaharuddin (2015)	Policloruro de aluminio	0.00042	< 0.1 mg/L
Presente estudio	Policloruro de aluminio	0.01366 (ES)*	< 0.1 mg/L
		0.0089 (EH)*	
		0.00025 (ES)**	
		0.00003 (EH)**	

ES= Época seca, EH= Época húmeda, *Niños, **Adultos.

4.13 Análisis estadístico entre épocas de estudio y riesgo no cancerígeno

4.13.1 Normalidad de datos entre época seca y riesgo no cancerígeno

Para evaluar la normalidad de los datos entre épocas, así como los datos de riesgos en niños y adultos se utilizó histogramas de frecuencia y el método numérico de Kolmogorov Smirnov adecuado para muestras grandes.

El análisis de distribución de los datos del riesgo entre niños y adultos en época seca, se puede observar que en la *Figura 29 (a)* y *(b)*, los valores fueron similares, además no existió normalidad en los dos casos. En la prueba de Kolmogórov - Smirnov el valor del p - value para ambos casos fue de 1.87×10^{-13} , lo que denotó que no existe una distribución normal.

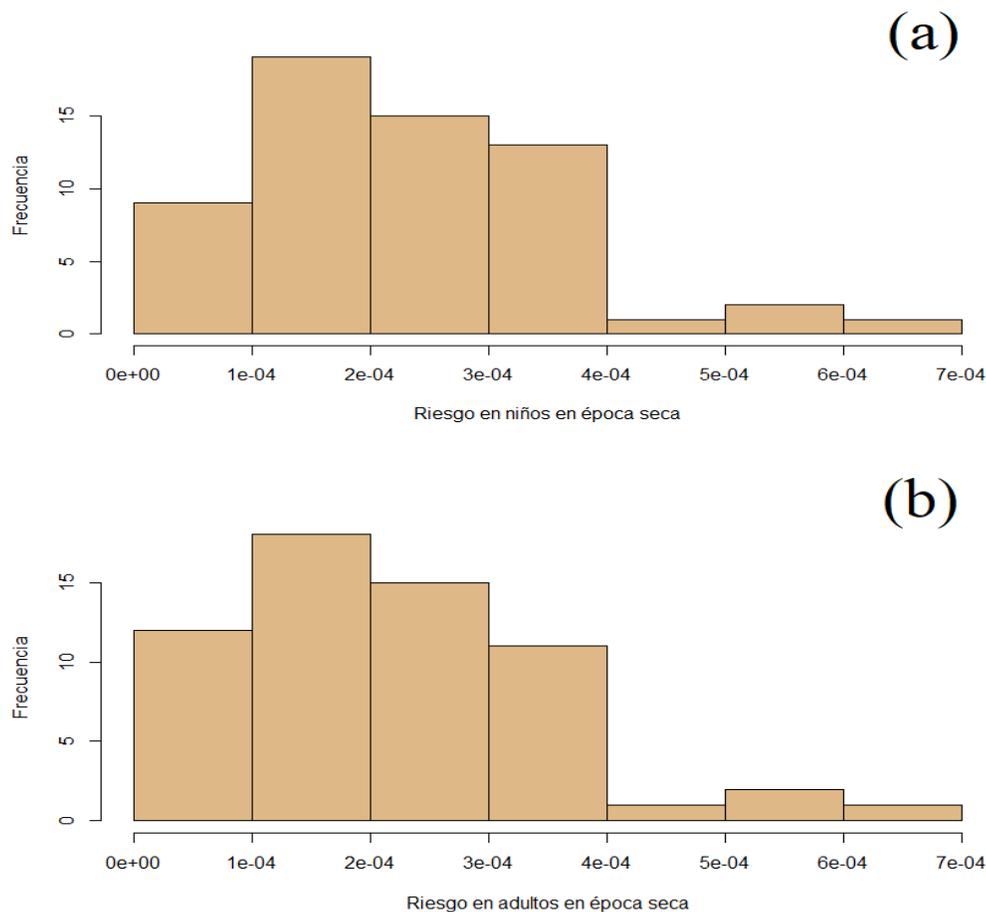


Figura 29. Histograma de frecuencia en época seca: (a) Niños y (b) Adultos
Fuente: Elaborado por autores.

4.13.2 Normalidad de datos entre época húmeda y riesgo no cancerígeno

La distribución de los datos del riesgo comprendido entre niños y adultos en época húmeda fueron similares como se puede denotar en la *Figura 30 (a) y (b)*, como resultado no se encontró normalidad entre estos. En la prueba de Kolmogórov - Smirnov el valor de p - value para ambos casos fue de 1.871×10^{-13} , lo que denotó que no existe una distribución normal.

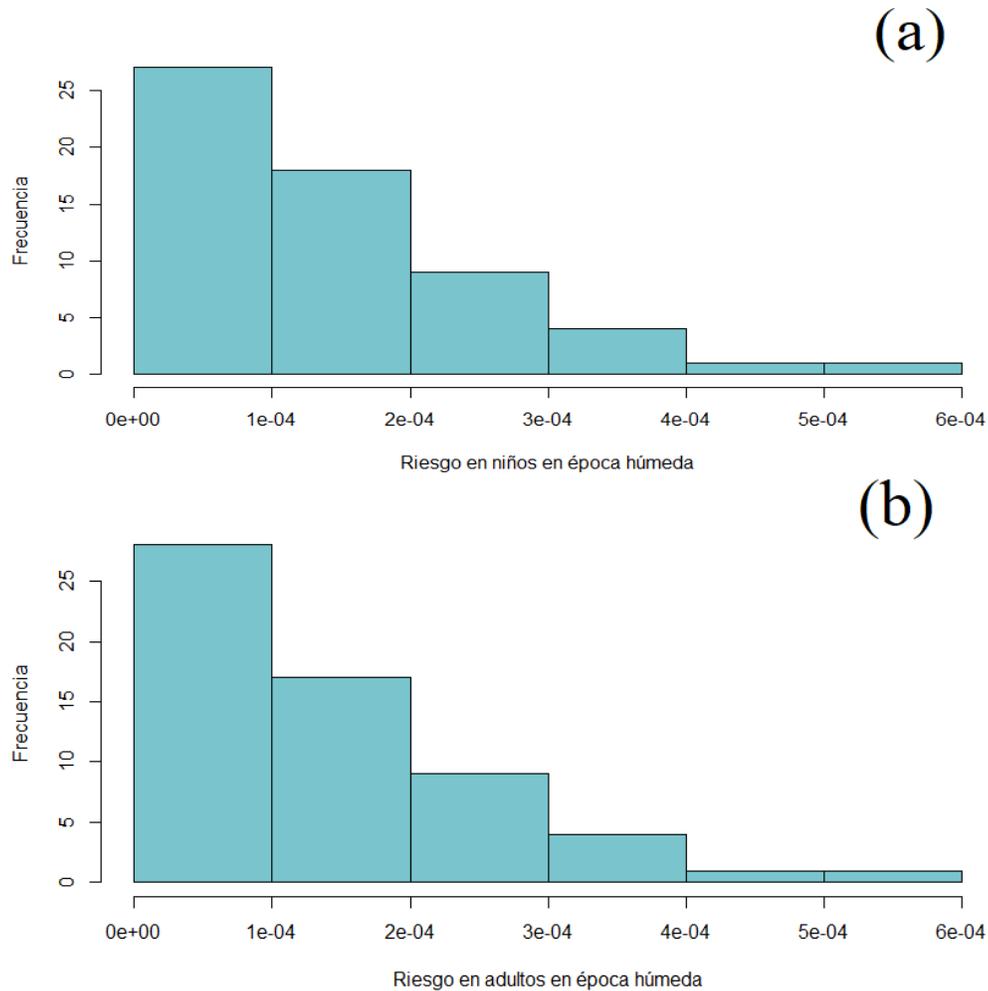


Figura 30. *Histograma de frecuencia en época húmeda: (a) Niños y (b) Adultos*
Fuente: Elaborado por autores.

4.14 Evaluación del riesgo a la salud entre épocas

Para la evaluación del riesgo a la salud entre épocas, el análisis se realizó en función de la ingesta diaria de agua potable en niños y adultos. El valor de Friedman Chi-squared fue de 2

por lo que los rangos medios se encuentran muy separados, mientras que el valor de p - value obtenido fue de 0.1573 como se muestra en la *Tabla 10*, lo que sugirió una baja posibilidad de encontrar influencia entre épocas de estudio y el riesgo para la salud humana. Por lo que, no se consideró una incidencia de la época de estudio en el riesgo para la población. Además, no existió una diferencia significativa entre los HQ de las épocas de estudio, por ende, no existe un posible riesgo a la salud durante el año tanto para niños como para adultos.

Tabla 10. *Evaluación del riesgo en la salud entre épocas de estudio.*

Variable	HQ		df	p -value	Chi - squared
	Rango	Promedio			
Época seca	Niños n = 60	0.00002 -	1	0.1573	2
		000064			
Adultos n = 60	0.0002 -	0.0002			
	0.00062				
Época húmeda	Niños n = 60	0.00001 -	1	0.1573	2
		0.00055			
Adultos n = 60	0.00001 -	0.00014			
	0.00055				

Capítulo V

5. Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

Las concentraciones de aluminio en ambas épocas de estudio fueron muy inferiores al límite permitido en la normativa de agua potable del Ecuador, lo que significa que los consumidores de la Junta de Agua Potable Bayas reciben agua tratada que cumple con el estándar establecido por la OMS (0.2 mg/L).

En general, las concentraciones de aluminio residual fueron muy inferiores a las encontradas en la literatura, lo que manifiesta un eficiente tratamiento del agua en las etapas de coagulación, sedimentación y filtración para disminuir la cantidad de aluminio proveniente de las captaciones y/o aportado por el coagulante.

En algunos puntos de monitoreo tanto en época seca como en época húmeda, se observó mayor cantidad de aluminio en el agua tratada a comparación del agua cruda, esto quiere decir que si existió un aporte del aluminio al agua durante el proceso de potabilización. Aunque, también se presentó la situación contraria denotando un buen tratamiento. Cabe recalcar, que la concentración de aluminio en toda la red de distribución fue baja y se cumplió con la normativa.

La menor concentración de aluminio residual se encontró en la época húmeda debido al pH de carácter básico, en la misma época el aluminio disminuyó conforme aumentó la distancia de las viviendas monitoreadas respecto a la planta de tratamiento, la mayor cantidad de aluminio en los predios contiguos a la planta pudo verse influido por el uso del coagulante y su posterior dilución al alejarse de la planta potabilizadora.

En la época seca se presentó mayor cantidad de aluminio en los predios que se encuentran ubicados al final de la red de distribución, además de que, en la mayoría de los puntos de monitoreo el aluminio fue superior a la medición en el tanque de almacenamiento. Con esto

se concluyó que el agua al ser tratada no llega de la misma forma a toda la red, lo cual puede estar influenciado por la retención en las tuberías. Esto no significa un riesgo para la salud de los consumidores, debido a que los valores de aluminio fueron muy inferiores a la normativa.

Mediante la revisión bibliográfica se determinó que, las concentraciones de aluminio en el agua potable de la Junta de agua potable Bayas fueron menores que la cantidad de aluminio al utilizar sulfato de aluminio, por lo que el cambio de coagulante representa un beneficio técnico, económico y social para la planta de tratamiento.

Los parámetros físico - químicos que influyen en la cantidad de aluminio según la literatura son la turbidez, temperatura y pH. En cuanto a la turbidez y temperatura se encontró relaciones positivas y negativas dependiendo de un rango de medición en cada época de estudio. También se denotó que a mayor turbidez y temperatura la cantidad de aluminio fue en aumento debido a la cantidad de sólidos disueltos. Este estudio no encontró una relación entre la cantidad de aluminio y el pH del agua en ninguna época estudiada.

El análisis estadístico de esta investigación demostró que la época climática influye en la cantidad de aluminio residual en el agua, siendo la época seca la que presentó mayor cantidad del metal.

En este estudio, la evaluación del riesgo para la salud por la presencia de aluminio residual se evaluó en base a la ingesta diaria crónica de agua potable para niños y adultos, siendo los niños los que presentaron una dosis de ingesta más alta y por lo tanto fueron más susceptibles a un efecto mayor por la presencia de aluminio residual.

La predicción de la evaluación de riesgos para la salud calculando el CDI y el HI en este estudio encontró que el CDI tanto para niños como adultos fue inferior a la dosis de referencia de aluminio de $7 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{día}^{-1}$.

El cálculo de HI mostró resultados menores a 1 en todos los puntos de muestreo, es decir que estuvieron dentro del rango seguro tanto para la población infantil como para la población

adulta. Por lo que, se puede concluir que no existe riesgo no cancerígeno a través de la ingestión de agua potable.

Se considera que los consumidores se encuentran a salvo de desarrollar Alzheimer y trastornos relacionados con el consumo de aluminio de agua potable, debido a la baja cantidad de aluminio ingerido en la zona de servicio de la Junta Administradora de Bayas.

5.2 Recomendaciones

Evaluar el posible riesgo para la salud por la ingesta de aluminio durante un periodo de exposición mínimo de 7 años como lo establece la literatura, para así conocer de manera más certera si el aluminio está influyendo en el desarrollo de alguna enfermedad en los consumidores.

Realizar mediciones más periódicas de aluminio residual en los predios por parte de la Junta Administradora de la Junta de Bayas, lo cual, permitirá constatar alguna influencia de la tubería en la concentración de aluminio.

Se podría replicar el estudio agregando la medición de parámetros adicionales como la presencia de fluoruro, fosfato, silicato y NOM en el agua, debido a que también influyen en la concentración de aluminio residual.

Realizar estudios similares, en los cuales se determine el riesgo carcinogénico y no carcinogénico con otros metales tóxicos como arsénico, plomo, manganeso, mercurio y níquel que afectan la salud humana, por medio del contacto dérmico e ingestión.

Bibliografía

- Alidadi, H., Tavakoly Sany, S. B., Zarif Garaati Oftadeh, B., Mohamad, T., Shamszade, H., & Fakhari, M. (2019). Health risk assessments of arsenic and toxic heavy metal exposure in drinking water in northeast Iran. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 24(1), 59. <https://doi.org/10.1186/s12199-019-0812-x>
- Andrade, M. (2009). *Estudio de policloruro de aluminio como sustituto del sulfato de aluminio en el tratamiento del agua en las plantas de Mahuarcay y Uchupucún* [Tesis pregrado]. Universidad de Cuenca.
- Arévalo, E. (2017). *Eficiencia en la remoción de los contaminantes en el tren de tratamiento de agua potable de la planta Chaquishca del cantón Guaranda, de la provincia de Bolívar*. [Tesis pregrado]. Universidad Central del Ecuador.
- Arias, M. (2018). *Influencia del tratamiento primario, del proceso de potabilización, en el Aluminio residual presente en el agua tratada, según sectores de abastecimiento, en la ciudad de Moyobamba* [Tesis pregrado]. Universidad Nacional de San Martín-Tarapoto.
- Arpi, J., & Yunga, M. (2017). *Evaluación de la calidad de agua de los sectores Corazón de María y Zhirincay de la Junta Administradora de agua potable Regional Bayas del Cantón Azogues*. Universidad de Cuenca. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/27128>
- Azmir, A. (2003). *Kepekatan Aluminium di Dalam Air Minum dan Penilaian Risiko Kesehatan di dua buah Petempatan di Selangor* [Doctoral thesis]. Environmental and Occupational Health Universiti Putra Malaysia.
- Baque, R., Simba, L., González, B., Suatunce, P., Diaz, E., & Cadme, L. (2016). *Calidad del agua destinada al consumo humano en un cantón de Ecuador*. 2(20), 109-117.
- Calle, D., & Zambrano, C. (2015). *Optimización del proceso de floculación y coagulación de la Planta Potabilizadora de la Junta de Agua Potable de Bayas* [Tesis pregrado]. Universidad de Cuenca.
- Colpas-Castillo, F., Morales, J. J., & Severiche-Sierra, C. A. (2014). Analytical Assessment by Colorimetric Method of Aluminium Determination Dissolved in Water. *Revista Boliviana de Química*, 31(2), 42-46.
- Corte, V., & Puin, B. (2016). *Análisis de estabilidad del macro deslizamiento de Cachi en la vía Biblián—Zhud en el Km 14+000 al 15+000* [Tesis pregrado]. Universidad de Cuenca.

de Oliveira Anício, S., dos Santos Lopes, V., & de Oliveira, A. L. (2021). PSD and Fractal Dimension for flocculation with different parameters and ferric chloride, aluminium polychloride and aluminium sulfate as coagulants. *Journal of Water Process Engineering*, 43, 102180. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102180>

Driscoll, C., & Letterman, R. (1988). *Chemistry and Fate of Al(III) in Treated Drinking Water*. *Journal of Environmental Engineering* Vol 114, No 1. <https://ascelibrary.org/doi/epdf/10.1061/%28ASCE%290733-9372%281988%29114%3A1%2821%29>

Dzulfakar, M. A., Shaharuddin, M. S., Muhaimin, A. A., & Syazwan, A. I. (2011). Risk Assessment of Aluminum in Drinking Water between Two Residential Areas. *Water*, 3(3), 882-893. <https://doi.org/10.3390/w3030882>

El Foulani, A.-A., Jamal-eddine, J., & Lekhlif, B. (2022). Study of aluminium speciation in the coagulant composite of polyaluminium chloride-chitosan for the optimization of drinking water treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 158, 400-408. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.12.028>

EPA. (2000). *Risk Characterization Handbook*.

Estevez, M. (2010). *Hábitos de consumo de agua en poblaciones residentes en la costa y en la sierra del Ecuador durante el periodo septiembre 2014—Marzo 2015* [Tesis pregrado, Universidad San Francisco De Quito]. <https://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/5771>

Fernández-Maestre, R. (2014). Aluminio: Ingestión, absorción, excreción y toxicidad. *Revista Costarricense de Salud Pública*, 23(2), 111-116.

Flaten, T. P. (2001). Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water. *Brain Research Bulletin*, 55(2), 187-196. [https://doi.org/10.1016/s0361-9230\(01\)00459-2](https://doi.org/10.1016/s0361-9230(01)00459-2)

Freitas, M. B. de, Brilhante, O. M., & Almeida, L. M. de. (2001). Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: Enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. *Cadernos de Saúde Pública*, 17, 651-660. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2001000300019>

García-Ávila, F., Valdiviezo-Gonzales, L., Iglesias-Abad, S., Gutiérrez-Ortega, H., Cadme-Galabay, M., Donoso-Moscoso, S., & Arévalo, C. Z.-. (2021). Opportunities for improvement in a potabilization plant based on cleaner production: Experimental and

theoretical investigations. *Results in Engineering*, 11, 100274. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2021.100274>

Goumenou, M., & Tsatsakis, A. (2019). Proposing new approaches for the risk characterisation of single chemicals and chemical mixtures: The source related Hazard Quotient (HQS) and Hazard Index (HIS) and the adversity specific Hazard Index (HIA). *Toxicology Reports*, 6, 632-636. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.06.010>

Greger, J. L. (1992). Dietary and other sources of aluminium intake. *Ciba Foundation Symposium*, 169, 26-35; discussion 35-49. <https://doi.org/10.1002/9780470514306.ch3>

Guananga, A. (2013). *Optimización de la planta de tratamiento de agua potable del cantón Cevallos* [Tesis pregrado]. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Gutierrez, A. (2017). *Evaluación de la calidad del agua en los diferentes procesos de tratamiento para su potabilización en la Junta Administradora De Agua Potable Regional Bayas* [Tesis pregrado, Universidad de Cuenca]. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/26431>

He, Y., Pan, L., Chen, R., & Shi, B. (2021). Field studies of aluminum release and deposition in drinking water distribution systems. *Chemosphere*, 275, 130067. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130067>

Hopkin, M. (2006). Death of Alzheimer victim linked to aluminium pollution. *Nature*, news060417-10. <https://doi.org/10.1038/news060417-10>

Kimura, M., Matsui, Y., Kondo, K., Ishikawa, T. B., Matsushita, T., & Shirasaki, N. (2013). Minimizing residual aluminum concentration in treated water by tailoring properties of polyaluminum coagulants. *Water Research*, 47(6), 2075-2084. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.037>

Krupińska, I. (2020). Aluminium Drinking Water Treatment Residuals and Their Toxic Impact on Human Health. *Molecules (Basel, Switzerland)*, 25(3), E641. <https://doi.org/10.3390/molecules25030641>

Malhotra, M. (1994). *Poly aluminium chloride as an alternative coagulant*. 20, 289-291.

Martinez, S., & Barrero, I. (2018). *Evaluación de las condiciones de calidad del agua, para la formulación de estrategias de aprovechamiento y conservación de la microcuenca quebrada La Argentina, Villavicencio – Meta* [Tesis pregrado]. Universidad Santo Tomás.

- Martyn, C. N., Osmond, C., Edwardson, J. A., Barker, D. J. P., Harris, E. C., & Lacey, R. F. (1989). Geographical Relation Between Alzheimer's Disease and Aluminium in Drinking Water. *The Lancet*, 333(8629), 59-62. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(89\)91425-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(89)91425-6)
- McLachlan, D. R. C., Bergeron, C., Smith, J. E., Boomer, D., & Rifat, S. L. (1996). Risk for neuropathologically confirmed Alzheimer's disease and residual aluminum in municipal drinking water employing weighted residential histories. *Neurology*, 46(2), 401-405. <https://doi.org/10.1212/WNL.46.2.401>
- Mora, M., & Sagal, M. (2019). *Optimización de los procesos de coagulación, floculación y cloración en la Junta Administradora de Agua Potable Regional Bayas* [Tesis pregrado, Universidad de Cuenca]. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/33515>
- Morales, E., Solano, M., Morales, R., Reyes, L., Barrantes, K., Achí, R., Chacón, L., Morales, E., Solano, M., Morales, R., Reyes, L., Barrantes, K., Achí, R., & Chacón, L. (2019). Evaluación de la influencia de la estacionalidad climática en calidad del agua de consumo humano en un sistema de abastecimiento en San José, costa rica, periodo 2017-2018. *Revista Costarricense de Salud Pública*, 28(1), 48-58.
- OMS. (2011). *Guías para la calidad del agua de consumo humano*.
- Ospina, O., & Cardona, O. (2021). *Evaluación de la contaminación por aluminio del agua para consumo humano, región central de Colombia*. 17(2), 6. <https://doi.org/10.17981/ingecuc.17.2.2021.04>
- Pennington, J. A. (1988). Aluminium content of foods and diets. *Food Additives and Contaminants*, 5(2), 161-232. <https://doi.org/10.1080/02652038809373696>
- Pérez, J. (2010). *Caracterización de la calidad del agua en la Plata de Tratamiento de Agua Potable y en la Red de Distribución de la ciudad de Yopal* [Tesis pregrado, Universidad Industrial de Santander]. <http://tangara.uis.edu.co/biblioweb/tesis/2010/133761.pdf>
- Qaiyum, M. S., Shaharudin, M. S., Syazwan, A. I., & Muhaimin, A. (2011). Health Risk Assessment after Exposure to Aluminium in Drinking Water between Two Different Villages. *Journal of Water Resource and Protection*, 3(4), 268-274. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2011.34034>
- Quintuña, J., & Samaniego, M. (2016). *Evaluación fisicoquímica y microbiológica del agua potable de la Planta potabilizadora del cantón Chordeleg* [Tesis pregrado, Universidad de Cuenca].

<http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/24847><http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/24847>

Rondeau, V., Commenges, D., Jacqmin-Gadda, H., & Dartigues, J. F. (2000). Relation between aluminum concentrations in drinking water and Alzheimer's disease: An 8-year follow-up study. *American Journal of Epidemiology*, 152(1), 59-66. <https://doi.org/10.1093/aje/152.1.59>

Rondeau, V., Gadda, H., Commenges, D., Helmer, C., & Dartigues, J.-F. (2008). *Aluminum and Silica in Drinking Water and the Risk of Alzheimer's Disease or Cognitive Decline: Findings From 15-Year Follow-up of the PAQUID Cohort* | *American Journal of Epidemiology* | *Oxford Academic*. <https://academic.oup.com/aje/article/169/4/489/119824>

Rubinos, D., Arias, M., Aymerich, C., & Díaz, F. (2007). *Aluminium contents in drinking water from public water supplies of Galicia (northwest Spain)*. 113-119.

Saha, N., Rahman, M. S., Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., & Guo, W. (2017). Industrial metal pollution in water and probabilistic assessment of human health risk. *Journal of Environmental Management*, 185, 70-78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.023>

Shaharuddin, M. (2015). *Risk Assessment of Aluminum Residue in Drinking Water of Residents in Sandakan, Sabah. 1*, 29-35.

Shen, X., Gao, B., Guo, K., & Yue, Q. (2020). Characterization and influence of floc under different coagulation systems on ultrafiltration membrane fouling. *Chemosphere*, 238, 124659. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124659>

Silbergeld, E. (1998). *Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo. Toxicología*.

Silva, E., Villarreal, M. E., Cárdenas, O., Cristancho, C. A., Murillo, C., Salgado, M. A., & Nava, G. (2015). Preliminary survey to detect toxic substances in domestic potable water, Bogotá and Soacha, 2012. *Biomédica*, 35, 152-166. <https://doi.org/10.7705/biomedica.v35i0.2538>

Srinivasan, P. T., Viraraghavan, T., & Subramanian, K. S. (1999). *Aluminium in drinking water: An overview*. 25, 47-55.

Starska, K. (1993). Aluminum in food. *Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny*, 44(1), 55-63.

Van Dyke, N., Yenugadhati, N., Birkett, N. J., Lindsay, J., Turner, M. C., Willhite, C. C., & Krewski, D. (2021). Association between aluminum in drinking water and incident

Alzheimer's disease in the Canadian Study of Health and Aging cohort. *NeuroToxicology*, 83, 157-165. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2020.04.002>

Venditti, F., Cuomo, F., Giansalvo, G., Giustini, M., Cinelli, G., & Lopez, F. (2018). Fluorides decontamination by means of Aluminum polychloride based commercial coagulant. *Journal of Water Process Engineering*, 26, 182-186. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.10.012>

Wang, Y., & Li, P. (2022). Appraisal of shallow groundwater quality with human health risk assessment in different seasons in rural areas of the Guanzhong Plain (China). *Environmental Research*, 207, 112210. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112210>

Whitehead, M. W., Farrar, G., Christie, G. L., Blair, J. A., Thompson, R. P., & Powell, J. J. (1997). Mechanisms of aluminum absorption in rats. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 65(5), 1446-1452. <https://doi.org/10.1093/ajcn/65.5.1446>

Zhang, X., Zhang, K., Liu, H., Lv, W., Aikawa, M., Liu, B., & Wang, J. (2020). Pollution sources of atmospheric fine particles and secondary aerosol characteristics in Beijing. *Journal of Environmental Sciences*, 95, 91-98. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.04.002>

Anexos

Anexo 1. Ficha Técnica del Policloruro de Aluminio.



Policloruro de Aluminio Sólido

1. Descripción del Producto

Nombre Producto: Policloruro de Aluminio tipo A (PACA).

Nombre de la marca: PAC JH

Descripción del producto: es un polímero inorgánico en polvo, donde el objetivo principal es la clarificación del agua, tiene forma de polvo, con alta concentración de Al_2O_3 (mínimo 30%). Su fuerte poder desestabilizador de cargas permite una completa coagulación de los sólidos presentes en el agua.

2. Características

Parámetro	Valor
Apariencia	Polvo
Color	Amarillento
Olor	Penetrante
Carácter Iónico	Catiónico
Al_2O_3	30min
Basicidad	71
pH (Solución 1% en agua)	4.33
Insolubles %	0.1
As% <=	0.0002
Cd% <=	0.0002
Hg% <=	0.00001
Pb% <=	0.001
Mn% <=	0.04
Cr6+ % <=	0.00005
Fe	0.1

3. Presentación

En sacos de polipropileno de 25 kg.

4. Manejo del Producto

Para el manejo del producto se recomienda que el personal utilice guantes, mascarillas y ropa de trabajo.

Evitar el contacto directo con los ojos y la piel. En caso de que haya contacto lavar con abundante agua. Si presenta irritación o molestias consultar



FIEL COPIA DEL DOCUMENTO ORIGINAL

TELF: 07-2244250 Email: aquasur.gerencia@hotmail.com

Dir.: Autopista Biblián Azogues y Julio Tobías Torres s/n

Anexo 2. Límites permisibles en la Normativa NTE INEN 1108:2006.

5. REQUISITOS

5.1 Requisitos Específicos

5.1.1 El Agua Potable debe cumplir con los requisitos que se establecen a continuación

PARAMETRO	UNIDAD	Límite máximo Permissible
Características físicas		
Color	Unidades de color verdadero (UTC)	15
Turbiedad	NTU	5
Olor	--	no objetable
Sabor	--	no objetable
pH	--	6,5 - 8,5
Sólidos totales disueltos	mg/l	1 000
Inorgánicos		
Aluminio, Al	mg/l	0,25
Amonio, (N-NH ₃)	mg/l	1,0
Antimonio, Sb	mg/l	0,005
Arsénico, As	mg/l	0,01
Bario, Ba	mg/l	0,7
Boro, B	mg/l	0,3
Cadmio, Cd	mg/l	0,003
Cianuros, CN	mg/l	0,0
Cloro libre residual*	mg/l	0,3 - 1,5
Cloruros, Cl	mg/l	250
Cobalto, Co	mg/l	0,2
Cobre, Cu	mg/l	1,0
Cromo, Cr (cromo hexavalente)	mg/l	0,05
Dureza total, CaCO ₃	mg/l	300
Estaño, Sn	mg/l	0,1
Flúor, F	mg/l	1,5
Fósforo, (P-PO ₄)	mg/l	0,1
Hierro, Fe	mg/l	0,3
Litio, Li	mg/l	0,2
Manganeso, Mn	mg/l	0,1
Mercurio, Hg	mg/l	0,0
Níquel, Ni	mg/l	0,02
Nitratos, N-NO ₃	mg/l	10
Nitritos, N-NO ₂	mg/l	0,0
Plata, Ag	mg/l	0,05
Plomo, Pb	mg/l	0,01
Potasio, K	mg/l	20
Selenio, Se	mg/l	0,01
Sodio, Na	mg/l	200
Sulfatos, SO ₄	mg/l	200
Vanadio, V	mg/l	0,1
Zinc, Zn	mg/l	3
Radiactivos		
Radiación total α **	Bq/l	0,1
Radiación total β ***	Bq/l	1,0

* Cuando se utiliza cloro como desinfectante y luego de un tiempo mínimo de contacto de 30 minutos

** Corresponde a la radiación emitida por los siguientes radionucleidos: ²¹⁰Po, ²²⁴Ra, ²²⁶Ra, ²³²Th, ²³⁴U, ²³⁸U, ²³⁹Pu

*** Corresponde a la radiación emitida por los siguientes radionucleidos: ⁶⁰Co, ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, ¹²⁵I, ¹²⁵I, ¹³⁴I, ¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb, ²²⁸Ra

Anexo 3. Equipos.



Colorímetro HACH DR/890



Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P



Equipo HACH medidor de Sólidos Disueltos Totales (SDT)



pHmetro HI98108

Anexo 4. Reactivos.



Ácido ascórbico (Ascórbico Acid Powder Pillow), Aluminio (AluVer 3 Aluminium Reagent Powder Pillow), Bleaching 3 Reagent Powder Pillow

Anexo 5. *Fotografías de la determinación de pH, temperatura y SDT.*



Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano

Anexo 6. Fotografías de la determinación del aluminio residual.



Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano



Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano

Anexo 7. R Script para el análisis de datos y aplicación de test estadísticos.

```

1 #Setear el directorio de trabajo
2 setwd("C:\users\hp\OneDrive\Escritorio\Tatiana_E")
3 #Lectura del archivo
4 Datos <-read.table("datos_normalidad.txt", header=TRUE, sep = "\t")
5 hist(Datos$Ninios_S, xlab = "Riesgo en niños en Época seca", ylab="Frecuencia", main = "", col="burlywood")
6 hist(Datos$Adultos_S, xlab = "Riesgo en adultos en Época seca", ylab="Frecuencia", main = "", col="burlywood")
7
8 hist(Datos$Ninios_H, xlab = "Riesgo en niños en Época húmeda", ylab="Frecuencia", main = "", col="cadetblue3")
9 hist(Datos$Adultos_H, xlab = "Riesgo en adultos en Época húmeda", ylab="Frecuencia", main = "", col="cadetblue3")
10
11 hist(Datos_C$E_humeda, xlab = "Concentración de Al en Época húmeda", ylab="Frecuencia", main = "", col="cadetblue3")
12 hist(Datos_C$E_seca, xlab = "Concentración de Al en Época seca", ylab="Frecuencia", main = "", col="burlywood")
13
14 #Lectura del archivo
15 Datos <-read.table("datos_normalidad.txt", header=TRUE, sep = "\t")
16
17 # Pruebas de normalidad #
18
19 #Shapiro-wilk Test
20 shapiro.test(Datos$Ninios_S)
21 shapiro.test(Datos$Adultos_S)
22 shapiro.test(Datos$Ninios_H)
23 shapiro.test(Datos$Adultos_H)
24
25 #Kolmogorov-Smirnov Test
26 ks.test(Datos$Ninios_S, 'pnorm')
27 ks.test(Datos$Adultos_S, 'pnorm')
28 ks.test(Datos$Ninios_H, 'pnorm')
29 ks.test(Datos$Adultos_H, 'pnorm')
30
31 #Lectura de la concentracion
32 Datos_C <-read.table("Prueba_T.txt", header=TRUE, sep = "\t")
33
34 #Pruebas de normalidad
35 #Shapiro-wilk Test
36 shapiro.test(Datos_C$E_seca)
37 shapiro.test(Datos_C$E_humeda)
38
39
40 #Kolmogorov-Smirnov Test
41 ks.test(Datos_C$E_seca, 'pnorm')
42 ks.test(Datos_C$E_humeda, 'pnorm')
43
44 #ANALISIS Friedman
45 Datos_A <-read.table("Anova.txt", header=TRUE, sep = "\t")
46 Datos_A$Cat2 <- factor(Datos_A$Cat2)
47 Datos_A$Edad <- factor(Datos_A$Edad)
48 Datos_A$Epoca <- factor(Datos_A$Epoca)
49
50 attach(Datos_A)
51
52
53 resp <- aggregate(valor,
54                   by = list(E = Edad,
55                             Ep = Epoca),
56                   FUN = mean)
57
58 friedman.test(x ~ Ep | E, data = resp)
59 friedman.test(x ~ E | Ep, data = resp)

```

```
62 #Prueba T
63 Datos_T <-read.table("Prueba_T.txt", header=TRUE, sep = "\t")
64 test<-t.test(Datos_T$E_seca,Datos_T$E_humeda)
65
66
67 t.test(Datos_T$E_humeda,Datos_T$E_seca)
68
69
70 test<-t.test(Datos_T$E_humeda,Datos_T$E_seca)
71
72
73 t.test(Datos_T$E_seca,Datos_T$E_humeda)
74
75 #Correlaciones
76 Datos_ES <-read.table("Datos_ES.txt", header=TRUE, sep = "\t")
77 Datos_EH <-read.table("Datos_EH.txt", header=TRUE, sep = "\t")
78 Datos_EC <-read.table("Datos_EC.txt", header=TRUE, sep = "\t")
79
80
81 library(psych)
82
83 #EPOCA SECA
84 pairs.panels(Datos_ES,
85             method = "pearson", # correlation method
86             hist.col = "#00AFBB",
87             density = TRUE, # show density plots
88             ellipses = FALSE, # show correlation ellipses
89             smooth = FALSE,
90             cex.cor = 2,cex.labels=1
91 )
```

```
93 pairs.panels(Datos_ES,  
94             method = "kendall", # correlation method  
95             hist.col = "#00AFBB",  
96             density = TRUE, # show density plots  
97             ellipses = FALSE, # show correlation ellipses  
98             smooth = FALSE,  
99             cex.cor = 2,cex.labels=1  
100 )  
101  
102  
103 pairs.panels(Datos_ES,  
104             method = "spearman", # correlation method  
105             hist.col = "#00AFBB",  
106             density = TRUE, # show density plots  
107             ellipses = FALSE, # show correlation ellipses  
108             smooth = FALSE,  
109             cex.cor = 2,cex.labels=1  
110 )  
111  
112  
113 #EPOCA HUMEDA  
114  
115 pairs.panels(Datos_EH,  
116             method = "pearson", # correlation method  
117             hist.col = "#00AFBB",  
118             density = TRUE, # show density plots  
119             ellipses = FALSE, # show correlation ellipses  
120             smooth = FALSE,  
121             cex.cor = 2,cex.labels=1  
122 )  
123  
124 pairs.panels(Datos_EH,  
125             method = "kendall", # correlation method  
126             hist.col = "#00AFBB",  
127             density = TRUE, # show density plots  
128             ellipses = FALSE, # show correlation ellipses  
129             smooth = FALSE,  
130             cex.cor = 2,cex.labels=1  
131 )  
132  
133  
134 pairs.panels(Datos_EH,  
135             method = "spearman", # correlation method  
136             hist.col = "#00AFBB",  
137             density = TRUE, # show density plots  
138             ellipses = FALSE, # show correlation ellipses  
139             smooth = FALSE,  
140             cex.cor = 2,cex.labels=1  
141 )
```

Anexo 8. Resultados de los monitoreos en ambas épocas de estudio.

Época seca

		JUNTA ADMINISTRADORA DE AGUA POTABLE REGIONAL BAYAS					UCUENCA				
		LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA									
		ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO PARA EL AGUA CRUDA Y POTABLE									
Fecha: 11/08/2021		Monitoreo N°1					Hora: 9:30				
ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO											
Parámetro		Método					Unidad				
Concentración aluminio		Colorímetro HACH DR 890					mg/L				
Conductividad		Conductímetro, marca HACH, modelo Sension 5					µS/cm				
pH		pHmetro HI98108									
Turbidez		Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P					NTU				
Color		Colorímetro HACH DR/890					Pt Co				
Sólidos disueltos		Electrodo/TDS Tester					ppm				
		Coordenadas Geográficas			Elevación	Parámetros					
Punto	Nombre	Latitud	Longitud	Sólidos disueltos (ppm)		Conductividad (µS/cm)	Concentración Al (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	Color (Pt Co)
0	Planta de tratamiento Agua tratada	-2,712597	-78,834897	2792	0,490	89,091	0,033	7,680	12,500	0,550	0
1	Leg abuga	-2,722894	-78,834843	2718	0,520	94,545	0,037	7,760	13,900	1,600	0
2	Oficina Junta de Agua	-2,730772	-78,831691	2724	0,510	92,727	0,049	7,720	14,400	0,750	0
3	Tanques señor de Flores	-2,727828	-78,828658	2771	0,550	100,000	0,070	7,740	13,900	0,720	0
4	Opar (taller)	-2,731886	-78,822897	2726	0,520	94,545	0,020	7,720	15,800	0,700	0
5	Opar 2	-2,728107	-78,823218	2719	0,490	89,091	0,013	7,720	14,700	0,530	0
6	Calvario bajo	-2,740585	-78,839333	2596	0,520	94,545	0,082	7,740	16,600	1,590	0
7	Calvario alto	-2,739577	-78,841547	2598	0,540	98,182	0,036	7,700	17,200	1,300	0

8	vía Oriente	-2,736911	-78,83694	2615	0,480	87,273	0,021	7,770	16,000	0,790	5
9	Casa Titi	-2,733728	-78,837026	2634	0,540	98,182	0,032	7,850	17,000	1,140	0
10	Casa Profe	-2,736459	-78,839017	2605	0,510	92,727	0,032	7,750	15,400	1,020	0
11	Corazón de María	-2,732791	-78,838682	2617	0,520	94,545	0,042	7,770	16,200	1,120	0
12	Los troncales	-2,729088	-78,835794	2664	0,530	96,364	0,026	7,700	15,800	1,380	0
13	Iglesia Leg Tabacay	-2,720849	-78,838659	2610	0,520	94,545	0,027	7,720	14,600	0,680	0
14	EMAUS	-2,722678	-78,840714	2560	0,520	94,545	0,014	7,710	16,400	0,710	2
15	Tienda la Y	-2,730355	-78,826442	2710	0,510	92,727	0,025	7,750	13,600	0,660	4
16	Tapicería Luchito	-2,733379	-78,833682	2673	0,500	90,909	0,038	7,780	13,900	0,960	0
17	Casa sin pintar	-2,730546	-78,836735	2660	0,520	94,545	0,013	7,690	15,400	1,380	9
18	Tienda Helados	-2,726743	-78,833505	2706	0,510	92,727	0,017	7,690	13,900	0,700	0
19	Esquina Miguel Heredia	-2,726754	-78,839709	2617	0,640	116,364	0,024	7,450	15,800	1,180	0
20	Planta de Tratamiento Agua cruda	-2,717651	-78,835014	2728	0,470	85,455	0,028	7,760	12,300	9,570	152

Responsables:



Luis Miguel Alvarez
Estudiante



Tatiana Encalada
Estudiante



PhD. Fernando García
Tutor

Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano



JUNTA ADMINISTRADORA DE AGUA POTABLE REGIONAL BAYAS

LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA

ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO PARA EL AGUA CRUDA Y POTABLE

UCUENCA

Fecha: 16/09/2021

Monitoreo N°2

Hora: 10:00

ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO

Parámetro	Método	Unidad
Concentración aluminio	Colorímetro HACH DR 890	mg/L
Conductividad	Conductímetro, marca HACH, modelo Sension 5	µS/cm
pH	pHmetro HI98108	
Turbidez	Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P	NTU
Color	Colorímetro HACH DR/890	Pt Co
Sólidos disueltos	Electrodo/TDS Tester	ppm

Punto	Nombre	Coordenadas Geográficas		Elevación	Parámetros						
		Latitud	Longitud		Sólidos disueltos (ppm)	Conductividad (µS/cm)	Concentración Al (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	Color (Pt Co)
0	Planta de tratamiento Agua tratada	-2,712597	-78,834897	2792	0,500	90,909	0,040	7,850	14,700	0,710	0
1	Leg abuga	-2,722894	-78,834843	2718	0,550	100,000	0,009	7,750	17,400	0,700	8
2	Oficina Junta de Agua	-2,730772	-78,831691	2724	0,870	158,182	0,016	7,890	16,100	0,970	0
3	Tanques señor de Flores	-2,727828	-78,828658	2771	0,630	114,545	0,023	7,700	15,500	0,460	0
4	Opar (taller)	-2,731886	-78,822897	2726	0,560	101,818	0,039	7,810	17,100	0,850	0
5	Opar 2	-2,728107	-78,823218	2719	0,580	105,455	0,033	7,870	7,870	0,840	0
6	Calvario bajo	-2,740585	-78,839333	2596	0,560	101,818	0,038	7,770	16,400	0,520	21

7	Calvario alto	-2,739577	-78,841547	2598	0,580	105,455	0,036	7,780	16,900	0,650	0
8	Vía Oriente	-2,736911	-78,83694	2615	0,590	107,273	0,020	7,810	15,700	0,780	0
9	Casa Titi	-2,733728	-78,837026	2634	0,610	110,909	0,048	7,950	17,200	1,280	3
10	Casa Profe	-2,736459	-78,839017	2605	0,560	101,818	0,043	7,900	15,600	1,580	17
11	Corazón de María	-2,732791	-78,838682	2617	0,590	107,273	0,003	7,840	17,600	0,630	4
12	Los troncales	-2,729088	-78,835794	2664	0,600	109,091	0,007	7,850	17,100	1,020	3
13	Iglesia Leg Tabacay	-2,720849	-78,838659	2610	0,540	98,182	0,010	7,810	16,800	1,320	5
14	EMAUS	-2,722678	-78,840714	2560	0,550	100,000	0,008	7,840	17,400	1,090	11
15	Tienda la Y	-2,730355	-78,826442	2710	0,570	103,636	0,010	7,840	16,700	0,610	0
16	Tapicería Luchito	-2,733379	-78,833682	2673	0,610	110,909	0,046	7,780	14,200	0,700	0
17	Casa sin pintar	-2,730546	-78,836735	2660	0,590	107,273	0,031	7,800	16,500	0,830	18
18	Tienda Helados	-2,726743	-78,833505	2706	0,500	90,909	0,026	7,870	15,800	0,720	0
19	Esquina Miguel Heredia	-2,726754	-78,839709	2617	0,300	54,545	0,041	7,900	14,100	1,580	0
20	Planta de Tratamiento Agua cruda	-2,717651	-78,835014	2728	0,460	83,636	0,001	7,920	13,600	10,500	72

Responsables:



Luis Miguel Alvarez
Estudiante



Tatiana Encalada
Estudiante



PhD. Fernando García
Tutor

Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano



JUNTA ADMINISTRADORA DE AGUA POTABLE REGIONAL BAYAS

LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA

ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO PARA EL AGUA CRUDA Y POTABLE

UCUENCA

Fecha: 14/10/2021

Monitoreo N°3

Hora: 9:45

ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO

Parámetro	Método	Unidad
Concentración aluminio	Colorímetro HACH DR 890	mg/L
Conductividad	Conductímetro, marca HACH, modelo Sension 5	µS/cm
pH	pHmetro HI98108	
Turbidez	Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P	NTU
Color	Colorímetro HACH DR/890	Pt Co
Sólidos disueltos	Electrodo/TDS Tester	ppm

Punto	Nombre	Coordenadas Geográficas		Elevación	Parámetros						
		Latitud	Longitud		Sólidos disueltos (ppm)	Conductividad (µS/cm)	Concentración Al (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	Color (Pt Co)
0	Planta de tratamiento Agua tratada	-2,712597	-78,834897	2792	0,580	105,455	0,020	7,900	15,800	0,610	0
1	Leg abuga	-2,722894	-78,834843	2718	0,610	110,909	0,018	7,960	16,400	1,210	5
2	Oficina Junta de Agua	-2,730772	-78,831691	2724	0,570	103,636	0,019	8,200	19,800	0,430	0
3	Tanques señor de Flores	-2,727828	-78,828658	2771	0,540	98,182	0,024	8,280	19,000	0,400	0
4	Opar (taller)	-2,731886	-78,822897	2726	0,590	107,273	0,039	8,110	17,500	0,600	0
5	Opar 2	-2,728107	-78,823218	2719	0,590	107,273	0,045	7,990	17,900	0,930	0
6	Calvario bajo	-2,740585	-78,839333	2596	0,580	105,455	0,071	8,230	19,600	0,940	0

7	Calvario alto	-2,739577	-78,841547	2598	0,600	109,091	0,046	8,150	18,700	0,880	0
8	Vía Oriente	-2,736911	-78,83694	2615	0,570	103,636	0,008	8,160	17,600	0,770	0
9	Casa Titi	-2,733728	-78,837026	2634	0,590	107,273	0,005	8,110	18,300	0,530	0
10	Casa Profe	-2,736459	-78,839017	2605	0,590	107,273	0,063	8,200	20,600	0,900	0
11	Corazón de María	-2,732791	-78,838682	2617	0,600	109,091	0,013	8,050	18,600	0,520	0
12	Los troncales	-2,729088	-78,835794	2664	0,540	98,182	0,043	8,280	19,000	0,400	0
13	Iglesia Leg Tabacay	-2,720849	-78,838659	2610	0,590	107,273	0,016	7,960	17,600	0,870	0
14	EMAUS	-2,722678	-78,840714	2560	0,630	114,545	0,005	7,940	20,100	1,260	0
15	Tienda la Y	-2,730355	-78,826442	2710	0,560	101,818	0,015	8,050	18,700	0,410	0
16	Tapicería Luchito	-2,733379	-78,833682	2673	0,590	107,273	0,032	8,010	18,000	0,530	0
17	Casa sin pintar	-2,730546	-78,836735	2660	0,480	87,273	0,029	7,740	18,600	0,730	1
18	Tienda Helados	-2,726743	-78,833505	2706	0,590	107,273	0,040	8,030	16,500	0,850	0
19	Esquina Miguel Heredia	-2,726754	-78,839709	2617	0,620	112,727	0,014	8,360	16,600	0,600	0
20	Planta de Tratamiento Agua cruda	-2,717651	-78,835014	2728	0,490	89,091	0,003	8,030	16,200	5,580	31

Responsables:



Luis Miguel Alvarez
Estudiante



Tatiana Encalada
Estudiante



PhD. Fernando García
Tutor

Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano

Época húmeda

		JUNTA ADMINISTRADORA DE AGUA POTABLE REGIONAL BAYAS				UCUENCA					
		LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA									
		ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO PARA EL AGUA CRUDA Y POTABLE									
Fecha: 28/01/2022		Monitoreo N°4				Hora: 9:30					
ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO											
Parámetro		Método				Unidad					
Concentración aluminio		Colorímetro HACH DR 890				mg/L					
Conductividad		Conductímetro, marca HACH, modelo Sension 5				μS/cm					
pH		pHmetro HI98108									
Turbidez		Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P				NTU					
Color		Colorímetro HACH DR/890				Pt Co					
Sólidos disueltos		Electrodo/TDS Tester				ppm					
Punto	Nombre	Coordenadas Geográficas		Elevación	Parámetros						
		Latitud	Longitud		Sólidos disueltos (ppm)	Conductividad (μS/cm)	Concentración Al (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	Color (Pt Co)
0	Planta de tratamiento Agua tratada	-2,712597	-78,834897	2792	0,630	114,545	0,004	8,310	15,300	0,910	0
1	Leg abuga	-2,722894	-78,834843	2718	0,610	110,909	0,021	8,260	18,300	0,570	0
2	Oficina Junta de Agua	-2,730772	-78,831691	2724	0,610	110,909	0,045	8,240	18,900	0,530	0
3	Tanques señor de Flores	-2,727828	-78,828658	2771	0,450	81,818	0,017	8,350	17,900	1,740	0
4	Opar (taller)	-2,731886	-78,822897	2726	0,670	121,818	0,024	8,170	16,600	0,610	0
5	Opar 2	-2,728107	-78,823218	2719	0,640	116,364	0,025	8,250	18,400	0,350	0

6	Calvario bajo	-2,740585	-78,839333	2596	0,660	120,000	0,019	8,330	20,500	0,450	0
7	Calvario alto	-2,739577	-78,841547	2598	0,650	118,182	0,003	8,250	19,300	0,890	0
8	vía Oriente	-2,736911	-78,83694	2615	0,610	110,909	0,006	8,440	17,400	0,890	0
9	Casa Titi	-2,733728	-78,837026	2634	0,510	92,727	0,008	8,510	19,700	0,280	0
10	Casa Profe	-2,736459	-78,839017	2605	0,450	81,818	0,009	8,440	18,000	0,930	0
11	Corazón de María	-2,732791	-78,838682	2617	0,590	107,273	0,008	8,440	18,700	0,280	0
12	Los troncales	-2,729088	-78,835794	2664	0,580	105,455	0,006	8,230	19,900	0,320	0
13	Iglesia Leg Tabacay	-2,720849	-78,838659	2610	0,670	121,818	0,009	9,070	18,000	1,220	0
14	EMAUS	-2,722678	-78,840714	2560	0,680	123,636	0,003	8,580	18,400	0,520	0
15	Tienda la Y	-2,730355	-78,826442	2710	0,610	110,909	0,003	8,350	16,300	0,720	0
16	Tapicería Luchito	-2,733379	-78,833682	2673	0,600	109,091	0,001	8,380	17,300	0,760	0
17	Casa sin pintar	-2,730546	-78,836735	2660	0,610	110,909	0,008	8,450	19,700	0,420	0
18	Tienda Helados	-2,726743	-78,833505	2706	0,630	114,545	0,002	8,340	18,500	1,200	0
19	Esquina Miguel Heredia	-2,726754	-78,839709	2617	0,730	132,727	0,001	8,230	15,700	0,820	0
20	Planta de Tratamiento Agua cruda	-2,717651	-78,835014	2728	0,480	87,273	0,042	8,610	15,700	9,380	113

Responsables:



Luis Miguel Alvarez
Estudiante



Tatiana Encalada
Estudiante



PhD. Fernando García
Tutor

Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano



JUNTA ADMINISTRADORA DE AGUA POTABLE REGIONAL BAYAS

LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA

ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO PARA EL AGUA CRUDA Y POTABLE

UCUENCA

Fecha: 18/02/2022

Monitoreo N°5

Hora: 10:00

ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO

Parámetro	Método	Unidad
Concentración aluminio	Colorímetro HACH DR 890	mg/L
Conductividad	Conductímetro, marca HACH, modelo Sension 5	μS/cm
pH	pHmetro HI98108	
Turbidez	Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P	NTU
Color	Colorímetro HACH DR/890	Pt Co
Sólidos disueltos	Electrodo/TDS Tester	ppm

Punto	Nombre	Coordenadas Geográficas		Elevación	Parámetros						
		Latitud	Longitud		Sólidos disueltos (ppm)	Conductividad (μS/cm)	Concentración Al (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	Color (Pt Co)
0	Planta de tratamiento Agua tratada	-2,712597	-78,834897	2792	0,610	110,909	0,019	8,330	24,000	1,670	0
1	Leg abuga	-2,722894	-78,834843	2718	0,620	112,727	0,028	8,220	18,300	1,480	1
2	Oficina Junta de Agua	-2,730772	-78,831691	2724	0,660	120,000	0,031	8,500	21,500	0,850	0
3	Tanques señor de Flores	-2,727828	-78,828658	2771	0,580	105,455	0,025	8,420	17,900	1,640	0
4	Opar (taller)	-2,731886	-78,822897	2726	0,630	114,545	0,025	8,320	20,100	0,980	0
5	Opar 2	-2,728107	-78,823218	2719	0,510	92,727	0,033	8,370	18,900	1,230	0

6	Calvario bajo	-2,740585	-78,839333	2596	0,640	116,364	0,001	8,530	21,600	1,470	0
7	Calvario alto	-2,739577	-78,841547	2598	0,640	116,364	0,021	8,560	21,000	1,210	2
8	Vía Oriente	-2,736911	-78,83694	2615	0,610	110,909	0,008	8,520	20,000	0,550	0
9	Casa Titi	-2,733728	-78,837026	2634	0,620	112,727	0,005	8,470	21,700	1,310	0
10	Casa Profe	-2,736459	-78,839017	2605	0,630	114,545	0,020	8,800	18,800	1,300	0
11	Corazón de María	-2,732791	-78,838682	2617	0,600	109,091	0,011	8,430	20,600	1,670	0
12	Los troncales	-2,729088	-78,835794	2664	0,610	110,909	0,053	8,510	19,400	0,710	0
13	Iglesia Leg Tabacay	-2,720849	-78,838659	2610	0,600	109,091	0,070	8,400	22,400	1,810	0
14	EMAUS	-2,722678	-78,840714	2560	0,600	109,091	0,048	8,530	20,800	0,920	0
15	Tienda la Y	-2,730355	-78,826442	2710	0,510	92,727	0,033	8,460	16,800	1,060	0
16	Tapicería Luchito	-2,733379	-78,833682	2673	0,580	105,455	0,031	8,630	18,500	0,530	0
17	Casa sin pintar	-2,730546	-78,836735	2660	0,590	107,273	0,011	8,440	18,000	0,640	0
18	Tienda Helados	-2,726743	-78,833505	2706	0,570	103,636	0,038	8,440	17,700	1,940	0
19	Esquina Miguel Heredia	-2,726754	-78,839709	2617	0,610	110,909	0,025	8,420	20,100	0,470	1
20	Planta de Tratamiento Agua cruda	-2,717651	-78,835014	2728	0,470	85,455	0,006	8,630	17,400	5,470	68

Responsables:



Luis Miguel Alvarez
Estudiante



Tatiana Encalada
Estudiante



PhD. Fernando García
Tutor

Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano



JUNTA ADMINISTRADORA DE AGUA POTABLE REGIONAL BAYAS

LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA

ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO PARA EL AGUA CRUDA Y POTABLE

UCUENCA

Fecha: 14/03/2022

Monitoreo N°6

Hora: 10:00

ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO

Parámetro	Método	Unidad
Concentración aluminio	Colorímetro HACH DR 890	mg/L
Conductividad	Conductímetro, marca HACH, modelo Sension 5	μS/cm
pH	pHmetro HI98108	
Turbidez	Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100 P	NTU
Color	Colorímetro HACH DR/890	Pt Co
Sólidos disueltos	Electrodo/TDS Tester	ppm

Punto	Nombre	Coordenadas Geográficas		Elevación	Parámetros						
		Latitud	Longitud		Sólidos disueltos (ppm)	Conductividad (μS/cm)	Concentración Al (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	Color (Pt Co)
0	Planta de tratamiento Agua tratada	-2,712597	-78,834897	2792	0,620	112,727	0,011	8,600	15,600	0,960	0
1	Leg abuga	-2,722894	-78,834843	2718	0,520	94,545	0,011	8,690	17,500	1,020	0
2	Oficina Junta de Agua	-2,730772	-78,831691	2724	0,580	105,455	0,014	8,870	16,300	0,760	1
3	Tanques señor de Flores	-2,727828	-78,828658	2771	0,660	120,000	0,021	8,580	17,000	0,700	0
4	Opar (taller)	-2,731886	-78,822897	2726	0,580	105,455	0,009	8,730	17,400	0,620	0
5	Opar 2	-2,728107	-78,823218	2719	0,580	105,455	0,012	8,720	16,900	0,590	2

6	Calvario bajo	-2,740585	-78,839333	2596	0,600	109,091	0,044	8,770	19,000	1,000	0
7	Calvario alto	-2,739577	-78,841547	2598	0,610	110,909	0,046	8,810	19,700	1,500	0
8	Vía Oriente	-2,736911	-78,83694	2615	0,540	98,182	0,023	8,750	19,000	0,530	0
9	Casa Titi	-2,733728	-78,837026	2634	0,580	105,455	0,016	8,850	20,500	1,030	0
10	Casa Profe	-2,736459	-78,839017	2605	0,580	105,455	0,027	8,720	19,700	0,810	0
11	Corazón de María	-2,732791	-78,838682	2617	0,600	109,091	0,037	8,720	19,400	0,650	2
12	Los troncales	-2,729088	-78,835794	2664	0,640	116,364	0,019	8,520	18,300	1,000	0
13	Iglesia Leg Tabacay	-2,720849	-78,838659	2610	0,620	112,727	0,013	8,660	18,700	0,910	0
14	EMAUS	-2,722678	-78,840714	2560	0,600	109,091	0,004	8,680	19,500	1,030	0
15	Tienda la Y	-2,730355	-78,826442	2710	0,480	87,273	0,028	8,640	17,000	0,650	0
16	Tapicería Luchito	-2,733379	-78,833682	2673	0,610	110,909	0,008	8,760	22,300	1,210	0
17	Casa sin pintar	-2,730546	-78,836735	2660	0,600	109,091	0,011	8,640	17,200	0,850	0
18	Tienda Helados	-2,726743	-78,833505	2706	0,570	103,636	0,006	8,720	17,500	0,980	1
19	Esquina Miguel Heredia	-2,726754	-78,839709	2617	0,620	112,727	0,015	8,520	19,300	1,090	0
20	Planta de Tratamiento Agua cruda	-2,717651	-78,835014	2728	0,520	94,545	0,030	8,730	17,100	8,760	98

Responsables:



Luis Miguel Alvarez
Estudiante



Tatiana Encalada
Estudiante



PhD. Fernando García
Tutor

Tatiana Isabel Encalada Alvear

Luis Miguel Alvarez Altamirano

