

**Optimización Procesos de Floculación y Sedimentación con un Diseño Factorial
Tratando Agua del Embalse de Teatinos**

Fernando Libardo Avila Ruiz

Tesis para optar al título de Magister en Ingeniería civil con énfasis en Hidroambiental

Universidad Santo Tomás
Facultad de Ingeniería Civil
Maestría en Ingeniería civil con énfasis en Hidroambiental

Tutor

Juan Pablo González Galvis, Ph.D.

9 de Noviembre de 2022

Dedicatoria

Dedico este trabajo a mis cercanos, aquellos que han sido unas magníficas personas conmigo: mis padres, mis profesores y mis amigos.

Agradecimientos

Gracias a Veolia SA.ESP por abrirme las puertas de su planta de tratamiento con el fin de tomar las muestra para proseguir con esta investigación, así mismo a mi tutor Juan Pablo González Galvis el cual con su conocimiento ayudo a fundamentar las bases de este proyecto.

Quiero agradecer a mis padres los cuales me apoyaron durante toda mi carrera, dándome ánimos y por ultimo quiero agradecerme a mí, por seguir trabajando, por no redime y por no cambiar nunca.

Nota de aceptación

Juan P. González G.

Firma presidente Jurado

Firma Jurado

Firma Jurado

INDICE

1	Capítulo (Presentación)	7
1.1	Introducción	7
1.2	Objetivos de la investigación.....	9
1.2.1	Objetivo general.....	9
1.2.2	Objetivos específicos.....	9
1.3	Contribución de la investigación	9
1.4	Metodología de la investigación.....	10
2	Capítulo (Revisión de literatura)	12
3	Capítulo (Materiales y Métodos)	26
3.1	Muestras de Agua	26
3.1.1	Agua recolectada en la planta de tratamiento de VEOLIA San Antonio, Tunja.....	26
3.2	Métodos Analíticos para el Análisis de la Calidad del Agua	28
3.2.1	Turbidímetro.....	28
3.2.2	Medidor de pH	29
3.2.3	Colorímetro	30
3.3	Ensayo de jarras.....	31
3.3.1	Procedimiento seguido para el ensayo de jarras.....	33
3.4	Diseño Factorial Experimental	34
3.5	Software para el procesamiento de datos	37
3.5.1	Minitab	37
3.5.2	R Studio	37
4	Capítulo (Resultados y Conclusiones)	38
4.1	Análisis de Resultados	38
4.2	Análisis de resultados del diseño factorial.....	43
4.2.1	Superficie de respuesta.....	50
4.3	Conclusiones	53
5	Bibliografía	55
6	Anexos (Artículo de investigación)	60
6.1	Resumen.....	60
6.2	Abstract.....	60
6.3	Introducción	61
6.4	Materiales y métodos	63
6.4.1	Agua represa de Teatinos	63
6.4.2	Ensayos de jarras.....	64
6.4.3	Diseño factorial	65
6.4.4	Caracterización de flocs	66
6.4.5	Métodos analíticos	66
6.5	Resultados y discusión	67
6.5.1	Calidad del Agua	67
6.5.2	Selección dosis de coagulante	69
6.5.3	Caracterización de flocs	71
6.6	Diseño factorial	72
6.6.1	Resultados diseño factorial	72
6.6.2	Diagrama de Pareto.....	74

6.6.3	Superficie de respuesta.....	76
6.7	Conclusiones	78
6.8	Referencias	79

INDICE DE TABLAS

Tabla 1	Condiciones experimentales y variables para evaluar en el ensayo de jarras usando diseño factorial	35
Tabla 2	Matriz modelo para el diseño factorial completo con replicas y tres puntos centrales	36
Tabla 3	Análisis de agua toma en torre de aeración	39
Tabla 4	Análisis de agua toma en salida sedimentador	39
Tabla 5	Ensayo de jarras con dosis de cal 2,8 mg/L.....	40
Tabla 6	Ensayo de jarras con dosis de cal 13,08 mg/L.....	42

INDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1	Localización Represa Teatinos	15
Ilustración 2	Localización PTAP Veolia	27
Ilustración 3	Balde donde se trasporto la muestra	27
Ilustración 4	Recipiente de vidrio	28
Ilustración 5	Turbidímetro Lovibond.....	29
Ilustración 6	Medidor de pH HANNA.....	30
Ilustración 7	Colorímetro MOVE 100	31
Ilustración 8	Ensayo de jarras	32
Ilustración 9	Porcentaje de Remoción	40
Ilustración 10	Turbiedad final dosis cal 2,8 mg/L	41
Ilustración 11	Color final dosis cal 2,8 mg/L	42
Ilustración 12	Color final dosis cal 13,08 mg/L	43
Ilustración 13	Diagrama de cubo	45
Ilustración 14	Efectos principales en la turbiedad final	46
Ilustración 15	Residuales versus datos del modelo.....	47
Ilustración 16	Grafica normal de efectos	48
Ilustración 17	Diagrama de Pareto.....	50
Ilustración 18	Superficie de respuesta 3D.....	51
Ilustración 19	Gradiente de Velocidad vs Tiempo de Floculación.....	52

ORGANIZACIÓN DE TESIS

La presente investigación se dividirá en los siguientes capítulos:

Capítulo 1 (Presentación): En este capítulo se da una breve introducción del desarrollo de la investigación, donde se expone los objetivos y como se efectuó el proyecto.

Capítulo 2 (Revisión de literatura): Se describen algunas investigaciones relacionadas a la potabilización del agua con el fin de dar validez a la investigación.

Capítulo 3 (Materiales y métodos): En este capítulo se explica los materiales que se utilizaron durante los experimentos de la investigación y los métodos que se llevaron a cabo durante el proyecto.

Capítulo 4 (Resultados y conclusiones): Esta sección se utilizó para mostrar los resultados que se dieron durante la investigación y algunas recomendaciones para la planta de tratamiento San Antonio de Tunja.

Capítulo 5 (Bibliografía): En este capítulo se observarán las referencias bibliográficas consultadas para el desarrollo de la presente investigación.

Capítulo 6 (Anexos): En este apartado se encuentra el producto de la investigación en forma de artículo, así mismo algunos datos complementarios que se obtuvieron durante la investigación.

1 Capítulo (Presentación)

1.1 Introducción

El agua es un elemento esencial para el desarrollo de la vida en muchos aspectos y para los seres humanos es imprescindible, ya que sin ella el cuerpo humano no podría realizar sus actividades diarias de manera correcta (Batt et al., 2017; Ferretto et al., 2021), por esta razón el consumo de agua potable es una necesidad que se debe suplir, pero no siempre se puede cumplir este objetivo, debido a que el procesos de potabilización de agua en algunos casos puede ser muy complejo. Los problemas de salud derivados del agua potable han evolucionado con el tiempo, por lo que los tratamiento se han vuelto más complejos. Algunas enfermedades epidémicas importantes a menudo se transmiten por el agua, como el cólera, la fiebre tifoidea y la disentería amebiana (Khan & Hussain, 2021; Sinha et al., 2021; Villanueva et al., 2021). Para lograr un proceso de potabilización correcto, un aspecto importante que se debe tener en cuenta es la zona donde se encuentre la fuente de agua, debido a que en las regiones templadas, las primeras lluvias después de los períodos secos arrastran el carbono acumulado de los suelos a los cuerpos de agua, por lo que se debe adaptar un tratamiento correcto según las características del entorno (Hurst et al., 2002; Kaiser et al., 2002).

Uno de los procesos más básicos en el tratamiento de aguas para cumplir con los estándares del agua potable, es el proceso de separación sólido / líquido para eliminar material particulado. De igual manera este material particulado producto de la escorrentía subsuperficial que se origina en el agua cruda, se pueden separar mediante procesos unitarios fisico-químicos de tratamiento durante la potabilización del agua, estos procesos se conocen como coagulación, floculación y clarificación (Drinan & Spellman, 2013b). Así mismo estos procesos tienen como objetivo no solo la eliminación del material particulado en sí, sino también los contaminantes que están asociados con el material

particulado (coloidales), sólidos disueltos compuestos generadores de color y sabor en el agua y sustancias fúlvicas y húmicas asociadas a la materia orgánica natural (MON) (Metsämuuronen et al., 2014). El propósito de esta investigación fue el de realizar una optimización de los procesos de floculación y sedimentación a escala de laboratorio usando un ensayo de jarras y a través de un diseño factorial, para la remoción de color aparente y turbiedad.

La planta de tratamiento de agua potable de Tunja, Boyacá operada actualmente por la empresa Veolia SA.ESP aguas de Tunja, suministra agua potable a una población de aproximadamente 172,548 habitantes (DANE, 2018), esta planta trata un caudal de 230 L/s usando procesos de aireación, coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Además, el equipo técnico de Veolia a tratado de optimizar estos procesos en cuanto a la remoción de turbiedad, materia orgánica natural (MON) y color. Sin embargo, al extrapolar los resultados de los ensayos de tratabilidad obtenidos en la prueba de jarras a escala completa no se obtienen las mismas remociones de los parámetros mencionados anteriormente. Por lo tanto, la presente investigación se enfocó en la evaluación de un coagulante a base de aluminio, así como la evaluación de tres diferentes gradientes (G) de floculación o mezcla lenta (10, 50 y 100 s^{-1}), tres diferentes tiempos de floculación (TF) (10, 15 y 20 minutos) y tres diferentes tiempos de sedimentación (ST) (20, 30 y 40 minutos) y su impacto para la remoción de turbiedad y color aparente en la prueba de jarras. Los resultados de la presente investigación permitirán a Veolia aguas de Tunja, conocer cuáles son las variables operacionales con mejor rendimiento obtenidas en el ensayo de jarras y adoptar un protocolo estándar de prueba de jarras para este tipo de agua, así como recomendar los gradientes de velocidad con mayor eficiencia (mezcla lenta) y tiempos hidráulicos de retención idóneos en floculación y sedimentación para la remoción de color aparente y turbiedad en el agua.

1.2 Objetivos de la investigación

1.2.1 Objetivo general

Optimizar los procesos de floculación y sedimentación a escala laboratorio para la planta de tratamiento de agua potable en Tunja, Boyacá aplicando un diseño factorial.

1.2.2 Objetivos específicos

-Identificar características de color aparente, pH y turbiedad del agua para conocer la calidad de la misma.

-Estimar la mejor dosis de coagulante para la remoción, color aparente y turbiedad usando un coagulante a base de aluminio.

-Usar un diseño factorial para evaluar tres diferentes gradientes de floculación o mezcla lenta (G), tres tiempos de floculación y tres tiempos de sedimentación determinando su impacto en una prueba de jarras con base a la remoción de turbiedad.

-Sintetizar el mejor set de parámetros a escala de laboratorio en la prueba de jarras que remuevan eficientemente turbiedad y color aparente, recomendando un procedimiento estándar de prueba de jarras.

1.3 Contribución de la investigación

La optimización de los procesos en la PTAP San Antonio de Tunja es un tema de prioridad enfocado a mejorar la calidad del agua no solo en base a los lineamientos establecidos en la Resolución 2115 de 2007; sino también para reunir estándares internacionales de calidad de agua potable. Con esto se busca contribuir al mejoramiento de la calidad del agua potable suministrada a los habitantes de la ciudad de Tunja, así mismo impactará positivamente en los costos operacionales de la PTAP Veolia, reduciendo las dosis de coagulante y las dosis de desinfectante o cloro, mediante una remoción efectiva de la MON, turbiedad y sustancias generadoras de color aparente, que

pueden reducir la concentración de cloro residual en las redes de distribución, además reduciendo considerablemente precursores de subproductos de la desinfección (DBPs),

1.4 Metodología de la investigación

El proyecto se desarrolló con base a información de calidad del agua recolectada en la PTAP de Tunja y otra evaluada en los laboratorios de la Facultad de Ingeniería Civil de la Universidad Santo Tomás, Tunja, posteriormente la investigación se llevó a cabo mediante ensayos de jarras y la ayuda de un diseño factorial. Así mismo todas las pruebas de jarra de coagulación, floculación y sedimentación (C/F/SED), se realizaron con el siguiente protocolo: (1) mezcla rápida a 100 rpm ($G= 368 \text{ s}^{-1}$) durante 1 min; (2) mezcla lenta a 40 rpm ($G= 93 \text{ s}^{-1}$) por 15 min y (3) sedimentación por 30 min, excepto en las pruebas del diseño factorial, en el cual se varió el tiempo de floculación y el de sedimentación.

En cuanto a los experimentos de C/F/SED se ejecutaron utilizando seis diferentes dosis de coagulante (10, 20, 30, 40, 50 y 60 mg/L como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Para los ensayos de jarras se usó el mismo coagulante (Sulfato de Aluminio) usado en la PTAP Veolia Aguas de Tunja. Adicionalmente, dado a la baja alcalinidad de esta agua, una dosis similar de cal hidratada tipo N (2,4 mg/L como $\text{Ca}(\text{OH})_2$) a la usada en la PTAP Veolia aguas de Tunja se adiciono a todas las jarras como pre- alcalinizante para elevar el pH a $7,2 \pm 0,2$.

El diseño factorial permitió la evaluación de tres gradientes de floculación o mezcla lenta (Gs) (10, 50 y 100 s^{-1}), tres tiempos de floculación (TF) (10, 15 y 20 minutos) y tres tiempos de sedimentación (TS) (20, 30 y 40 minutos) y su impacto en la remoción de turbiedad. Este diseño factorial permitió identificar el set de factores (variables independientes) que producen un efecto positivo o negativo en la remoción de turbiedad usando la prueba de jarras. Por lo tanto, este será un diseño factorial de dos niveles con

tres factores 2^k con $k=3$. Tres factores con dos niveles nos dan un total de 8 condiciones experimentales $2^3 = 8$.

2 Capítulo (Revisión de literatura)

El agua potable limpia y segura siempre ha sido importante para la salud humana. Sin embargo, después de varios brotes de enfermedades transmitidas por el agua tanto en países desarrollados como en desarrollo, la sociedad reconoce ahora que la tecnología convencional de tratamiento de agua tiene la posibilidad de causar serios problemas, ya que, en estos procesos no se elimina en su totalidad los componentes que puedan afectar a la salud humana (Vicker, 2005). La materia orgánica natural (MON) es un componente derivado de la descomposición de plantas terrestres y como subproducto de bacterias, algas y plantas acuáticas. Existe gran dificultad al tratar agua con MON debido a que es una matriz compleja de materiales orgánicos presentes en todas las aguas naturales ya que contiene diferentes sustancias de gran complejidad (Filella, 1976; Uyguner et al., 2007). Sumado a esto, la MON es un componente que influye en la acidez, la movilidad, la toxicidad de los metales, los contaminantes orgánicos y la meteorización, por lo que se debe tener cuidado al momento de realizar la potabilización (Winterdahl, 2013).

Los factores determinantes en la composición de MON son dependientes de: la localización, la fuente de la materia orgánica, composición química del agua, temperatura, pH y procesos biológicos (Leenheer & Crou, 2003). Así mismo la MON que se encuentra en aguas superficiales consta de componentes hidrófobos e hidrófilos, de los cuales la fracción más grande son generalmente ácidos hidrófobos, que constituyen aproximadamente el 50% del carbono orgánico total (COT) en el agua (Thurman & Kauffman, 1985). Ahora bien, El COT es la suma de compuestos de carbono que se encuentran en la MON, así mismo el carbono orgánico disuelto (COD) es la cantidad total de compuestos orgánicos de carbono que pasan a través de un filtro de 0,45 μm y es el componente carbonoso de la materia orgánica disuelta (DOM), que incluye nitrógeno orgánico disuelto (DON) y fósforo (DOP).

(Montoya, 2013), llevó a cabo una investigación la cual refuerza el argumento anteriormente mencionado, donde se demuestra que las zonas cercanas al cuerpo de agua pueden aportar MON, él estudió la materia orgánica en el suelo producida por bosques, cultivos de guadua, café, guano, y pastura, en los municipios de Cajibío, Departamento del Cauca en Colombia. Dentro de dichos estudios se utilizaron muestras provenientes de un Andisol Typic Melanudand y Andisol Typic Haplustand. La investigación concluyó que en ambos tipos de suelos (Typic Melanudand y Typic Haplustand) el principal componente de la MON es la materia orgánica húmica, la cual fue más alta en el suelo Typic Melanudand. Según Montoya el cambio en el uso del suelo afecta la calidad de la materia orgánica en ambos tipos de suelos, presentando mayor estructuración los componentes húmicos y reduciendo su concentración en suelos de pastura.

Una investigación conducida por (Savarese et al., 2021) se enfocó en comprender los cambios moleculares de la materia orgánica en suelos (MOS) a partir de tres experimentos de campo, en suelos que fueron sometidos durante 20 años consecutivos a los siguientes manejos de cultivo: 1) no cultivado; 2) monocultivo de maíz; y 3) rotación maíz-leguminosas. El estudio demostró que la introducción de una especie leguminosa en rotación con maíz conservó parcialmente la composición original de la MOS, al mantener el contenido de constituyentes lipídicos hidrófobos a lo largo de los 20 años. La investigación concluyó que el cultivo a largo plazo con labranza convencional desestabiliza la conformación molecular de la MOS, aunque en diferente medida, en función del sistema de cultivo. El estudio destaca que en 20 años consecutivos de monocultivo de maíz se alteró la composición hidrófoba de la MOS, con una disminución de los compuestos alquílicos y un aumento de los componentes lábiles hidrófilos. Por esta razón, es importante considerar las prácticas de manejo local, ya que pueden tener un impacto significativo en la MON, como por ejemplo las prácticas de uso y manejo de las

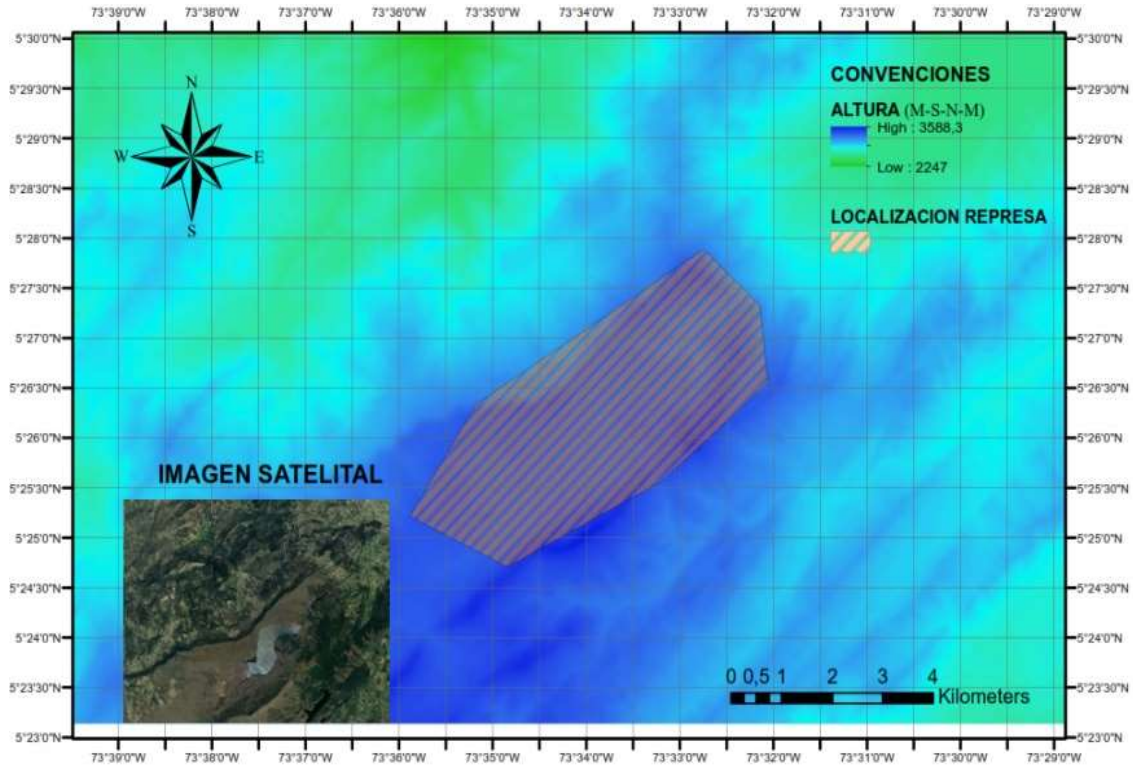
tierras tales como pastoreo de ovejas, vacas y ciervos; repoblación forestal; deforestación y quema controlada de páramos.

En las cuencas de captación de tierras altas, los suelos ricos en materia orgánica (p. Ej., Turba) se han identificado como una fuente importante de esta en aguas superficiales, aunque los bosques y páramos con los suelos orgánicos saturados también son fuentes importantes (Chakraborti, R. J., Atkinson, J. F. & Van Benschoten, 2000). Considerando los estudios anteriormente mencionados, en la represa Teatinos fuente de agua para la realización de esta investigación, se puede observar vegetación alrededor de este cuerpo de agua, existe una zona boscosa y también una zona de paramo donde se pueden encontrar frailejones; no se evidencian zonas de cultivos o de uso agrícola lo que significa que hay poco acercamiento por parte de la población aledaña, estos análisis se hacen a partir de fotografías aéreas encontradas en Google maps (ilustración 1). Sin embargo, para poder correlacionar la naturaleza de la MON con el uso del suelo, se recomienda en próximas investigaciones realizar una visita de campo y hacer un análisis más profundo entre la relación del tipo de suelo y el tipo de MON presente en el cuerpo de agua.

Como se ha mencionado por la literatura, no solo las zonas cercanas al cauce ayudan a que la MON se incremente o altere, también el cambio climático puede afectar a la composición del cuerpo de agua, la variación en estaciones climáticas da cierto aporte para que algunos componentes de la MON aumenten, los principales indicadores de estos cambios son las inundaciones y sequías (Delpla et al., 2009; Evans et al., 2005). En verano los procesos de tratamiento de agua potable en reservas pequeñas son más efectivo para fracciones de MON de alto peso molecular y menos efectivo para fracciones de bajo peso molecular (Krzeminski et al., 2019). Por ende el clima afecta estos mecanismos de diversas formas; Los períodos de sequía, por ejemplo, dan como resultado una MON más

hidrófila en las aguas superficiales y alteraciones a largo plazo, que afectan las características de la MON durante años (R. Gough d, 2013; de Wit et al., 2016)).

Ilustración 1 Localización Represa Teatinos



Fuente: Google Earth

Las temperaturas en el agua pueden llegar a afectar los procesos de coagulación, por ejemplo, en la investigación denominada “temperature effects on flocculation, using different coagulants” (Nadella et al., 2020), en esta, se realizan varios experimentos para conocer el comportamiento de los coagulantes como sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$ sulfato férrico $(Fe_2(SO_4)_3)$ y de cloruro de poli-aluminio (PAC) en diferentes temperaturas, en el estudio se realizaron variaciones de temperatura para conocer el comportamiento del floc, cuyas temperaturas varían de 6 a 29 °C ya que en épocas de invierno las temperaturas disminuyen y así mismo en verano las temperaturas aumentarán, se realizaron pruebas de jarras para encontrar la formación de flocs en los

coagulantes; para el sulfato de aluminio se agregó una dosis de (3,4 mg/L y 1,4 mg/L como Al^+), el cual es uno de los más utilizado para la potabilización del agua en Colombia y en general a nivel mundial.

La investigación concluyó que los flóculos de sulfato férrico y de cloruro de poli aluminio tienen un tamaño similar, aunque los flóculos de sulfato férrico muestran menos variación de tamaño con la temperatura, también se demostró que a temperaturas más bajas la floculación es más lenta y los flóculos son más pequeños que a temperaturas más altas, por tanto, esto impacta negativamente los procesos de sedimentación convencional, ya que los flocs pueden gastar más tiempo en sedimentarse. Las temperaturas más cálidas generalmente producen flóculos más grandes que se rompen más fácilmente y se vuelven a formar, sin embargo dado a su reconfiguración es posible que el impacto sobre las unidades de sedimentación sea mínimo (Dayarathne et al., 2022). El estudio resalta que los coagulantes a base de aluminio producen flóculos que varían más con la temperatura, en tamaño y resistencia que los flóculos de sulfato férrico.

Debido a los fenómenos del cambio climático y el calentamiento global, los pequeños reservorios de agua cruda probablemente tendrán los picos más altos de temperatura, mientras que los cuerpos de agua más grandes tendrán temperaturas más bajas, pero estos retendrán el calor durante más tiempo en el invierno debido a su mayor masa térmica (George et al., 2007). En la represa Teatinos, la temperatura tiende a ser baja, debido a la humedad relativa y baja presión, ya que es una zona de paramo.

En condiciones de sequía, la proporción de componentes hidrófilos/hidrófobos de DOM aumenta (Wit et al., 2016). Estos cambios de caracterización también han sido indicados por una caída en el SUVA (absorbancia UV a 254 nm normalizada a la concentración de carbono orgánico disuelto) la cual, está correlacionada con las

fracciones aromáticas, durante los períodos de sequía (Ritson, 2011). Debido a que, cuando los sedimentos se depositan en lagos y embalses, el procesamiento de la MON también se vuelve dependiente de la productividad biológica y la tasa de acumulación de sedimentos (DM et al., 1995).

Existen diferentes investigaciones que han estudiado el comportamiento de la MON, como por ejemplo el artículo “Natural organic matter (MON) in South African waters: MON characterization using combined assessment techniques” (T. I. Nkambule et al., 2012), estudió los diferentes parámetros para analizar la MON, esta investigación analizó 8 plantas de tratamiento, las cuales tratan 5 diferentes fuentes de agua, con el fin de conocer la conducta de la MON. Dicha investigación realizó un análisis espectrofotométrico ultravioleta-visible (UV-Vis), luego se empleó un espectrofotómetro Shimadzu UV-245 para el análisis el cual ayuda a determinar la concentración de compuestos aromáticos de MON asociados con subproductos de la desinfección (DBPs). En las plantas de tratamiento la turbidez fue de 56 UNT en promedio, los valores de COD del agua cruda son de (COD = 3,75 mg/L, 3,20 mg/L y 3,19 mg/L, para el primer, segundo y tercer muestreo, respectivamente). El estudio concluyó que la concentración de COT se encuentra de un 20% a 60% dependiendo de los cambios de clima que existieron cuando se tomó la prueba, el valor más alto que se obtuvo fue en primavera. Por lo tanto es crucial un método rápido para determinar los componentes de la MON en un momento dado, de modo que se puedan realizar ajustes en los procedimientos de tratamiento. Conociendo la naturaleza de la MON y conduciendo un tratamiento adecuado con base en coagulación, floculación y sedimentación se pueden reducir considerablemente los precursores de subproductos de la desinfección.

El comportamiento de la MON en cuerpos de agua superficial, se puede evidenciar en el artículo denominado “Littoral zones as sources of biodegradable dissolved organic

carbon in lakes”(Stets & Cotner, 2008), en esta investigación se tomaron muestras de 12 lagos entre julio y septiembre de 2004, con temperaturas del agua en la superficie del lago entre 17 y 22 °C. Para la caracterización de la MON se emplearon diferentes métodos como por ejemplo incubación de carbono orgánico disuelto biodegradable (BCOD). En la investigación se observó que las concentraciones de BCOD variaron de 73 a 427 mmol C L⁻¹ y representaron entre el 15 % y el 63 % del conjunto total de COD. No hubo correlaciones significativas entre BCOD y las medidas del estado trófico del lago. En cambio, el BCOD se asoció más estrechamente con el porcentaje del área del lago. El estudio concluyó que, en los lagos pequeños de agua dulce, el ecosistema recibe grandes cantidades de carbono orgánico que se origina en las cuencas hidrográficas y los márgenes del lago, las concentraciones de COD biodegradable son el resultado de la entrada de este material y su relativa degradabilidad (“Phere,” 2008).

En la investigación denominada “efecto del punto de pre-cloración sobre la formación de trihalometanos en procesos convencionales de potabilización de agua” (Arjona, 2012), explica la importancia de realizar un buen proceso de potabilización, para evitar subproductos de desinfección, el estudio se llevó a cabo en la planta de tratamiento de Puerto Mallarino en la ciudad de Cali. En efecto, dicha investigación que da a lugar en este artículo se evaluó a escala real el efecto del cambio del punto de pre cloración sobre la reducción del riesgo químico y el control del riesgo microbiológico en la planta de potabilización. Se evaluaron 2 secuencias de potabilización la secuencia 1, Pre-Cloración/Coagulación/Clarificación (PC/C/CLA), y la secuencia 2, Coagulación/Clarificación/ Pre-Cloración (C/CLA/PC).

El estudio encontró que en la secuencia 1, (PC/C/CLA), las concentraciones de Trihalometanos (THMs) suelen ser más altas que en la secuencia 2 (C/CLA/PC). Las concentraciones de COD en el agua clarificada fueron adecuadas (<2 mg/L) según la

resolución 2115 de 2007, la cual exige un máximo de COD de (5 mg/L). Respecto al pH, la investigación concluyo que no existe demasiada variación y su cambio fue de 7,31 a 6,5 en las dos secuencias; en contraste la alcalinidad si presento una variación importante con respecto a la secuencia de tratamiento usada. Para la secuencia uno la alcalinidad del agua encontrada al final del tratamiento fue de (10,69 mg/L como CaCO₃) y en la secuencia 2, el valor de la alcalinidad encontrada fue de (16,17 mg/L como CaCO₃) siendo un valor aceptable según la resolución 2115 de 2007 (200 mg/L como CaCO₃). En cuanto, a los valores de turbiedad la secuencia 1 tiene un mejor desempeño con una turbiedad final de (1,68 UNT) el cual es aceptable y la secuencia 2 con un valor de (2,48 UNT), este valor supera al valor máximo aceptable de acuerdo con la resolución 2115 de 2007 (2,0 UNT), lo cual puede generar un riesgo a la comunidad, debido al aporte de partículas en la red de distribución que pueden contribuir a la generación de biopelículas y además una posible re-contaminación de la red por organismos patógenos generadores de enfermedades en la población. Adicionalmente, los bajos valores de turbiedad obtenidos en la secuencia 1 (1,68 UNT), comparados con los obtenidos en la secuencia 2 (2,48 UNT), son el resultado de la oxidación de la MON y algunos solidos generadores de turbiedad, en el proceso de pre-cloración. Sin embargo, es posible que en la primera frecuencia se pueda aumentar la probabilidad de obtener subproductos de la desinfección en una concentración mayor que para la secuencia 2, dado a que el cloro aplicado en el agua sin ningún tratamiento previo reacciona con todos los compuestos de MON que aún no han sido removidos del agua cruda.

En la investigación denominada, "By-products Formation Potential in Water Treatment" (Teixeira et al., 2011) investigó la remoción de MON y precursores de subproductos de la desinfección mediante tres secuencias de tratamiento diferentes (una convencional y dos no convencionales). La secuencia convencional de tratamiento

incluyo pre-ozonización, coagulación/floculación/sedimentación, filtración rápida de arena y cloración (C/F/S/FT/CL). Las secuencias no convencionales estudiadas fueron: a) pre-ozonización + nano-filtración (PO₃/NF); y b) ozonización, coagulación, floculación y sedimentación (O₃/C/F/S). Se utilizaron varios métodos analíticos para caracterizar la MON a través del carbono orgánico disuelto (COD), absorbancia UV a 254 nm (UV-254) y absorbancia UV específica (SUVA).

Los resultados de la investigación mostraron que para la secuencia de tratamiento convencional, (C/F/S/FT/CL) la concentración de carbono orgánico fue de (0,86 mg COD/L) y para las no convencionales (PO₃/NF), el valor del COD fue de (0,72 mg COD/L), y para el tratamiento ozonización, coagulación, floculación, sedimentación y nanofiltración (O₃/C/F/S) se obtuvo un valor para el COT de (0,62 mg COD/L). El estudio demostró que, para el tipo de agua cruda analizada, ambas secuencias de tratamiento (convencional y no convencional) eliminan compuestos de MON con pesos moleculares (> 1,900 g/mol). Sin embargo, las secuencias con nano filtración tienen un menor porcentaje de compuestos de bajo tamaño (<750 g/mol) en el agua tratada, en comparación con el agua tratada de la secuencia convencional, por lo que la nano filtración tiene más eficiencia para la eliminación de compuestos con grandes tamaños y pequeños tamaños de peso molecular, pero así mismo podría elevar los costos del proceso de tratamiento.

En la investigación denominada “Natural organic matter removal from Tigris River water in Baghdad, Iraq” (Abbas, 2009), se analizó el río Tigris durante 7 meses, realizando pruebas de jarras imitando las condiciones operativas a gran escala de la planta de tratamiento. Debido a que, los procedimientos generales de prueba de jarra se ajustaron para evaluar el tratamiento, se tuvo en cuenta que los coagulantes utilizados fueron sulfato de aluminio hidratado (Alumbre Al₂ (SO₄)₃.18H₂O y cloruro férrico (FeCl₃). Las

concentraciones iniciales de COT en el agua del río Tigris en Bagdad fueron de 2,2 mg/L. En este estudio, el cloruro férrico presentó una eficiencia de eliminación de COT ligeramente mejor que el alumbre para casi todos los valores de dosificación de coagulantes. A través de esta observación se adoptó una dosis óptima de coagulante de (4 mg/L como Al^{3+}) para el sulfato de aluminio y (8 mg/L como Fe^{3+}) para cloruro férrico. En este estudio, se obtuvo una eliminación de COT de 18% y 23% para alumbre y cloruro férrico, respectivamente. También se pudo observar que el valor de pH inicial del agua cruda se redujo de 7,9 a 6,5 antes de la coagulación, indicando que como en todos los procesos de coagulación se consumió alcalinidad en el proceso de coagulación.

En cuanto a la remoción de turbiedad mostrada por los dos coagulantes, para una dosis de (4 mg/L como Al^{3+}) usando sulfato de aluminio, se obtuvo una turbiedad final de (9,0 UNT) y para una dosis de (8 mg/L como Fe^{3+}) de cloruro férrico se obtuvo una turbiedad final de (2,8 UNT). Este estudio demostró que para aguas con bajo contenido de COT, el cloruro férrico trabaja mejor que el sulfato de aluminio en la remoción de MON y turbiedad.

El estudio titulado “Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review” (Sillanpää et al., 2018), resume los estudios de investigaciones recientes que tratan sobre la eliminación de MON en los suministros de agua potable mediante la coagulación. Así pues, el estudio evidencia que en lo que respecta a MON y considerando la alta variabilidad de sus componentes orgánicos en términos de propiedades moleculares y eléctricas, los mecanismos de eliminación combinados diferirán sustancialmente de una fuente de agua a otra y dentro de la misma fuente debido a variaciones estacionales.

De acuerdo con este estudio las condiciones óptimas de operación para eliminar la turbidez o el color por coagulación no son necesariamente las mismas condiciones para la eliminación de MON. En el artículo mencionado anteriormente, se encontró que durante el proceso de coagulación el cloruro férrico (FeCl_3) es más efectivo en la remoción de MON en comparación con el sulfato de aluminio especialmente para compuestos de alto peso molecular, la razón principal de tal diferencia es la formación de más y mayores flocs durante los procesos de coagulación que involucran coagulantes férricos, que los formados durante la coagulación a base de aluminio. Por lo tanto, el mejor coagulante en este caso para la eliminación de la MON fue el de base de hierro, con una reducción de COD de (80,5%).

En el estudio titulado “How the Natural Organic Matter to Coagulant Ratio Impacts on Floc Structural Properties”(Jarvis et al., 2005) se identificó como la MON impacta a la estructura de los flocs, en la investigación se usó un coagulante a base de sulfato férrico (Ferrisol XL - Huntsman Tioxide Europe Ltd, Billingham, UK) con una dosis de coagulante de 8 mg/L, un pH de entre 4 y 4,75 el cual proporcionó una combinación óptima para la eliminación de MON y la turbidez residual después de la sedimentación. Los resultados mostraron que, el COD residual se mantuvo alrededor de 1 mg L^{-1} para todas las aguas tratadas, y la turbiedad final fue de (0,5 UNT).

El estudio encontró también, que los flóculos más pequeños generalmente no se rompen en la misma medida que los flóculos más grandes, dado que los flóculos más grandes se ven más afectados por los remolinos de microescala que se atribuyen a la rotura de los flóculos (Parker et al., 1972). También se resaltó que el tamaño del flóculo roto es de particular importancia durante la separación sólido-líquido porque si se dan pequeños aumentos en la cizalladura durante los procesos unitarios, dan lugar a la rotura del flóculo,

y las partículas más pequeñas pudieran no ser retenidas eficientemente en los procesos de sedimentación. (Aguilar et al., 2003).

En las plantas de tratamiento de agua potable (PTAP) un parámetro normalizado para medir la eficiencia de los procesos de coagulación, floculación y sedimentación es la turbiedad. Sin embargo, el monitoreo de la remoción de la MON es de suma importancia ya que es aquí donde se pueden reducir considerablemente los precursores responsables de subproductos de la desinfección (Matilainen et al., 2010). Por lo tanto, dos parámetros importantes que se deberían implementar en las PTAPs en Colombia son la medición del carbono orgánico disuelto (COD) y la medición de las sustancias aromáticas visibles a 254 nm (UV-254). Sin embargo, en un futuro cercano se deberían implementar planes de monitoreo y caracterización de la MON de las fuentes de agua ya que los parámetros de calidad de agua mencionados anteriormente (COD y UV-254), no brindan información sobre la caracterización de la MON como masa molar (MM) o hidrofobicidad. Por ejemplo, las fracciones hidrófilas de MON están compuestas principalmente por carbono alifático y compuestos nitrogenados, como ácidos carboxílicos, carbohidratos y proteínas. Así mismo la MON hidrófoba se compone principalmente de ácidos húmicos y fúlvicos (sustancias húmicas) y es rica en carbono aromático, estructuras fenólicas y dobles enlaces conjugados, esta diferente composición de elementos de la MON y que varían de una fuente de agua a otra permitiría hacer una selección asertiva de la dosis y tipo de coagulante a usar en las PTAPs (Swietlik & Sikorska, 2004).

Las investigaciones sugieren que las sales férricas comúnmente utilizadas en los procesos de coagulación que incluyen el cloruro férrico (FeCl_3) y el sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)$), evidencian un nivel de pH óptimo en la coagulación entre 4,5 y 6, con una eliminación de MON de alrededor del 29-70% medido como COD, además se ha

observado que la eliminación de COD, así como la mitigación de Trihalometanos, aumenta con el aumento de la dosis de coagulante de hasta 100 mg L^{-1} (Abbaszadegan et al., 2007; Park & Yoon, 2009).

Finalmente, existen diferentes modelos matemáticos basados en diseños factoriales que pueden ayudar en algunas actividades, una de ellas es la optimización de procesos de potabilización de agua, en el artículo “Application of response surface methodology to optimize removal efficiency of water turbidity by low-cost natural coagulant (Odaracha soil) from Saketa District, Ethiopia” (Birhanu & Leta, 2021), se desarrolla la optimización de procesos de potabilización de agua. En la investigación se realizó un diseño factorial (FD) apoyado por un modelo compuesto central del método de superficie de respuesta (RSM). Se utilizó en esta investigación el coagulante natural Odaracha, derivado del suelo crudo Odaracha. La muestra de agua recolectada para este estudio tenía una turbidez inicial de (800 UNT).

El diseño factorial de este estudio se basó en tres parámetros: 1) dosis de coagulante; 2) tiempo de sedimentación; y 3) el pH del agua, cada uno medido en tres niveles. La investigación concluyó que el rango óptimo de dosis de coagulante, tiempo de sedimentación y pH del agua fue de 3 g/L , 0,5 horas (30 minutos) y pH 7,0, respectivamente. Con variables operativas óptimas, los resultados experimentales del proceso de coagulación arrojan una turbidez residual de 94,96 UNT después de tratar un nivel de turbidez de 800 UNT, lo que muestra una eficiencia de eliminación del 88,13 %, mientras que la predicción del modelo RSM fue de una remoción de turbiedad del 90,54 % y el grado de correlación entre los resultados obtenidos en el laboratorio y los resultados arrojados por el modelo mostraron un coeficiente de determinación de $R^2=0,9922$, este resultado debe estar entre 0 y 1 cuanto más cercano sea a 1 el modelo tendrá un alto grado de correlación, entre los resultados de laboratorio y los resultados

del modelo. El diseño factorial permitió conocer que la dosis de coagulante, el pH y la interacción entre estas dos variables tuvieron un impacto positivo sobre la remoción de turbiedad. Por lo contrario, el tiempo de sedimentación y las interacciones entre este y el pH mostraron efectos negativos en la reducción de turbiedad, pero de todas las variables estudiadas la de mayor impacto sobre la remoción de turbiedad fue la dosis de coagulante aplicada.

3 Capítulo (Materiales y Métodos)

La metodología a utilizar en este proyecto con base a los objetivos es descriptiva evaluativa y experimental. En este caso el trabajo se desarrolló en base a información de calidad del agua recolectada en la PTAP de Tunja como la turbiedad inicial del agua, el pH y la alcalinidad. Posteriormente, estos parámetros fueron medidos nuevamente en los laboratorios de la Facultad de Ingeniería Civil de la Universidad Santo Tomas, Tunja, para corroborar la información. La investigación se llevó a cabo mediante ensayos de jarras y con la ayuda de un diseño factorial. El propósito de este capítulo es el de describir la toma y recolección de muestras de agua, los equipos y métodos utilizados en la presente investigación.

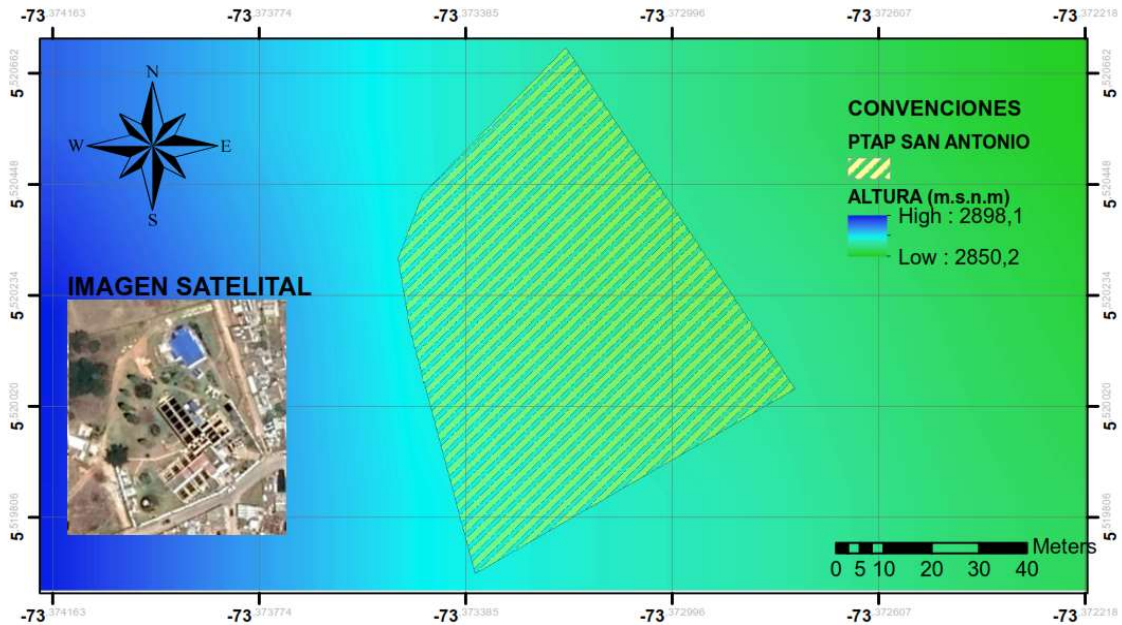
3.1 Muestras de Agua

3.1.1 Agua recolectada en la planta de tratamiento de VEOLIA San Antonio, Tunja

Se procedió a contactar con la empresa de aguas de Veolia Tunja el mes de marzo del 2020, donde se presentó el proyecto con la metodología a realizar, esto con el fin obtener los permisos para la entrada a la planta de tratamiento ubicada en la carrera 3 este # 11-20, San Antonio, Tunja, Boyacá (ilustración 2).

Cuando se obtuvieron los respectivos permisos se alistaron los elementos para la recolección de muestras simples de agua (una sola toma) y transporte de las muestras, se utilizaron Baldes de plástico de 5 galones (ilustración 3), los cuales antes de recoger la muestra se lavaron correctamente con jabón neutro, esto con el fin de no afectar las características del agua, posteriormente las muestras tomadas se clasificaron en muestras simples, las cuales se tomaron en un momento determinado y puntual, estas muestras son adecuadas para caracterizar la calidad del agua solo en un momento específico.

Ilustración 2 Localización PTAP Veolia



Fuente: Google Earth

Ilustración 3 Balde donde se trasporta la muestra



Fuente: Autor.

Con el propósito de simular mejor las condiciones de la planta en el laboratorio, se pidió el coagulante que se está utilizando actualmente en el proceso de coagulación $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (sulfato de aluminio), igualmente se solicitó la cal que se suministra al agua cruda con el fin de estabilizar el pH, estos elementos se guardaron en recipientes de vidrio

(ilustración 4). Con los elementos de transporte listos, se procedió a tomar las muestras de agua después del proceso de aireación, el cual cuenta con 4 bandejas circulares, se escogió este lugar ya que después de esta etapa comienza el proceso de coagulación. Con las muestras tomadas se procedió a llevarlas al laboratorio de hidráulica de la universidad Santo Tomás seccional Tunja, donde se almaceno para su procesamiento y análisis.

Ilustración 4 Recipiente de vidrio



Fuente: Autor

3.2 Métodos Analíticos para el Análisis de la Calidad del Agua

3.2.1 Turbidímetro

Un turbidímetro es un dispositivo para la medición de la turbidez de un líquido (“Turbidimeter for Drinking Water,” 2008). Dicho de otra manera, establecen el tamaño y la concentración de las partículas que se sitúan en suspensión a través de la difusión de luz en un tubo (Mohd Khairi et al., 2015). Lo que hace el turbidímetro es desarrollar un análisis óptico que le permite medir las partículas en suspensión en un gas disuelto o en un líquido (Papacosta, 2008), Para esto recurre a una fuente lumínica y a un detector de luz que se fija en ángulo recto respecto al haz original, la cantidad de luz reflejada por una cierta densidad de partículas depende de varios factores, incluyendo el color y la forma de dichas partículas. A su vez la unidad de turbidez que emplean los turbidímetros

recibe el nombre de Unidad Nefelométrica de Turbidez (UNT) (Ranasinghe & Ariyaratne, 2012). Para esta investigación se usó el Turbidímetro Lovibond (ilustración 5) disponible en los laboratorios de la Universidad Santo Tomás Tunja. Con respecto a la calibración del equipo, antes de medir la turbiedad de las muestras de agua, el turbidímetro fue calibrado con estándares de 0,1 UNT y 20 UNT, suministrados por la compañía Lovibond. Las medidas de turbiedad se realizaron inmediatamente, las muestras de agua llegaron al laboratorio, en un tiempo menor de 30 minutos.

Ilustración 5 Turbidímetro Lovibond



Fuente: Autor

3.2.2 Medidor de pH

Un medidor de pH es un instrumento científico que mide la actividad del ion hidrógeno en soluciones acuosas, indicando su grado de acidez o alcalinidad expresada como pH (Kulthanan et al., 2013). Además el medidor de pH mide la diferencia de potencial eléctrico entre un electrodo de pH y un electrodo de referencia, esta diferencia de potencial eléctrico se relaciona con la acidez o la alcalinidad de la solución (Pakale, 2018). El equipo de medición de pH cuenta con un amplificador electrónico que detecta la diferencia de potencial eléctrico entre los dos electrodos generados en la medición y convierte la diferencia de potencial en unidades de pH (TP Laboratorio Químico, 2022), Así mismo dicho equipo se utiliza en muchas aplicaciones que van desde la

experimentación de laboratorio hasta control de calidad, en los laboratorios de la universidad Santo Tomás seccional Tunja se cuenta con un medidor de pH de marca HANNA HI 9125 (ilustración 6), el cual fue calibrado mediante soluciones de pH 7 y 4 estas soluciones se pusieron en un recipiente y se realizó la medición, el medidor de pH estaba calibrado, este procedimiento se hizo con el fin de obtener resultados óptimos y minimizar errores en las mediciones. Las medidas de pH se realizaron inmediatamente, las muestras de agua llegaron al laboratorio, en un tiempo menor de 30 minutos.

Ilustración 6 Medidor de pH HANNA



Fuente: Autor

3.2.3 Colorímetro

Los colorímetros son herramientas tecnológicas que se utilizan para identificar los colores y sus matices, con los cuales se consigue una medida más precisa y objetiva de los colores, la unidad de medida más común son platino cobalto (UPC) (Chen, 2000). Además de utilizarlo para medir los colores de los objetos, los colorímetros también sirven para recoger mediciones de un color y hacer comparaciones con otras medidas recogidas, esta opción se convierte en una gran utilidad para diferentes industrias (AQinstruments, 2021). En los laboratorios de la universidad Santo Tomas seccional Tunja se encuentra un colorímetro referencia MOVE 100 (ilustración 7), los laboratoristas

realizan periódicamente la calibración del equipo, el colorímetro cuenta con un recipiente de 10 ml para analizar la muestra, dicho recipiente debe limpiarse correctamente para evitar errores al momento de analizar la muestra, esta referencia de equipo tiene un rango para la medición de color mínima de 25 UPC y máxima de 1000 UPC. Las medidas de color se realizaron inmediatamente, las muestras de agua llegaron al laboratorio, en un tiempo menor de 30 minutos.

Ilustración 7 Colorímetro MOVE 100



Fuente: Autor

3.3 Ensayo de jarras

La prueba de jarras es un método para simular un proceso de tratamiento de agua a gran escala, debido a que imita la operación con gran similitud, tiene el propósito de ayudar a determinar qué químico de tratamiento funcionará mejor con el agua cruda de un sistema. La prueba de jarras consiste en ajustar la cantidad de productos químicos de tratamiento y la secuencia en la que se agregan a las muestras de agua cruda almacenadas en frascos o vasos de precipitado (Satterfield, 2021).

Al realizar pruebas de jarras, se pueden probar dosis y estrategias de tratamiento alternativas sin alterar el rendimiento de la planta de tratamiento a gran escala, comparando fácilmente los resultados de varios tratamientos químicos diferentes en

cuanto al tiempo de formación del flóculo, tamaño del flóculo y capacidad de sedimentación entre otros. Con respecto a los inconvenientes del procesos de potabilización, Uno de los problemas más comunes en el tratamiento del agua es la sobrealimentación o la sobredosis, especialmente con coagulantes, esto puede costar mucho dinero y dejar un residual de aluminio mayor a 0,2 mg/L, valor máximo aceptable por la resolución 2115 de 2007. Por esta razón el ensayo de jarras es imprescindible en una planta de tratamiento (Standards & Philadelphia, 2008).

Con respecto al equipo de la universidad Santo Tomás seccional Tunja, se cuenta con un ensayo de jarras con seis vasos, para simular procesos de coagulación, floculación y sedimentación (ilustración 8), este ensayo de jarras fue usado para determinar la dosis optima de coagulante y posteriormente se usó en las pruebas del diseño factorial, con diferentes variables las cuales se describirán en la siguiente sección

Ilustración 8 Ensayo de jarras



Fuente: Autor

En el laboratorio se utilizaron Beakers de 2000 ml (2,0 L) en el ensayo de jarras. Los Beakers, son recipientes de vidrio transparente con forma cilíndrica y boca ancha y sirven para medir el volumen de líquidos y también para calentar y/o mezclar sustancias.

Estos recipientes, poseen un fondo plano y se encuentran en varias capacidades 500, 1000 y 2000 ml, para conducir las pruebas de jarras (Kasalab, 2021).

3.3.1 Procedimiento seguido para el ensayo de jarras

Los experimentos de sedimentación por gravedad convencional (SED) se llevaron a cabo utilizando un aparato de prueba de jarra convencional (F6300 EQ Equipment, Colombia), con seis vasos de precipitados redondos de 2000 ml (2,0 L). Todas las pruebas de jarra de coagulación, floculación y sedimentación (C/F/SED) se realizaron con el siguiente protocolo: (1) mezcla rápida a 100 rpm ($G= 368 \text{ s}^{-1}$) durante 1 min; (2) mezcla lenta a 40 rpm ($G= 93 \text{ s}^{-1}$) por 15 min y (3) sedimentación por 30 min, estos son los pasos estandarizados para conducir una prueba de jarras, (Denver, 2011; Kawamura, 2000) excepto en las pruebas del diseño factorial, en el cual se varió el tiempo de floculación y el de sedimentación. El protocolo del ensayo de jarras usado en este estudio sigue los estándares internacionales recomendados para este tipo de pruebas (John Crit, 2012). Los experimentos de C/F/SED se ejecutaron utilizando seis diferentes dosis de coagulante (10, 20, 30, 40, 50 y 60 mg/L como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Para los ensayos de jarras se usó el mismo coagulante (Sulfato de Aluminio) usado en la PTAP Veolia Aguas de Tunja. Adicionalmente, dado a la baja alcalinidad de esta agua, una dosis similar de cal hidratada tipo N (2,4 mg/L como $\text{Ca}(\text{OH})_2$) a la usada en la PTAP Veolia aguas de Tunja se adiciono a todas las jarras como pre-alcalinizante para elevar el pH a $7,2 \pm 0,2$. Una vez finalizada la sedimentación (después de 30 min), la turbidez del agua clarificada se midió inmediatamente y se recolectaron otras muestras de agua, para análisis adicionales de color aparente y pH utilizando métodos estándar (Drinan & Spellman, 2013).

El procedimiento de prueba de la jarra es el siguiente: Primero, se agregaron 1,5 litros de muestra de agua a cada jarra y se agregó una dosis de cal de (2,8 mg/l como $\text{Ca}(\text{OH})_2$). En segundo lugar, se condujo la mezcla rápida a 100 rpm, se agregó coagulante

(Sulfato de aluminio) variando la dosis en cada jarra de (10, 20, 30, 40, 50, 60 mg/l como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), la mezcla rápida se condujo por 1 minuto. Las diferentes velocidades de rotación para realizar la mezcla rápida dependen de la capacidad del motor, las características del aparato de prueba de jarra y las características específicas de la calidad del agua.

En tercer lugar, se llevó a cabo un período de mezcla lenta para simular el proceso de floculación. Esta etapa se realizó para permitir que los agregados de partículas de flóculos químicos crezcan en tamaño durante 15 minutos a 40 rpm. En muchos casos, el paso de floculación se divide en dos períodos, en el primer período la mezcla es relativamente intensa (~ 25 - 30 rpm) y en el segundo período la mezcla es menos intensa (10 - 20 rpm). Finalmente, después del período de mezcla lenta, se retiraron las paletas y se dejó reposar la solución durante 30 minutos.

La dosis óptima de coagulante, se determinó observando el comportamiento de cada jarra, analizando los parámetros como turbiedad color y pH, examinando que dosis logro el mejor proceso de desinfección en relación con la cantidad de coagulante utilizado. Los experimentos de C/F/SED se realizaron en duplicado y los resultados reportados en este estudio corresponden al promedio aritmético y la desviación estándar.

3.4 Diseño Factorial Experimental

Un diseño factorial es un tipo de experimento que permite estudiar los efectos que varios factores pueden tener en una respuesta. Al realizar un experimento, variar los niveles de todos los factores al mismo tiempo en lugar de uno a la vez, permite estudiar las interacciones entre los factores. En esta investigación, el objetivo de usar el diseño factorial fue el de poder determinar el set de parámetros óptimos (gradiente de velocidad, tiempos de floculación y sedimentación), para obtener la mejor remoción de turbidez usando una prueba de jarras.

El diseño factorial planteado en la presente investigación se ejecutó con tres diferentes factores: 1) tres diferentes gradientes de velocidad Gs (10, 50, 100 s⁻¹); 2) tres diferentes tiempos de floculación (10, 15 y 20 minutos) y 3) tres diferentes tiempos de sedimentación, (20, 30 y 40 minutos), por lo tanto, este es un diseño factorial de dos niveles con tres factores 2^k con k=3. Tres factores con dos niveles nos dan un total de 8 condiciones experimentales 2³ = 8, las 8 condiciones a evaluar en el diseño factorial se muestran en la tabla 1. Las últimas tres filas denotadas como A, B y C son los valores de los puntos centrales del diseño factorial, los cuales fueron ejecutados después de la prueba No 3, 6 y 8, respectivamente. Cada condición se ejecutó en duplicado para obtener un promedio con lo cual se ejecutaron 22 pruebas de jarras en total.

Tabla 1 Condiciones experimentales y variables para evaluar en el ensayo de jarras usando diseño factorial

Test	1	2	3	Turbiedad final (UNT)		Turbiedad promedio (UNT)	Diferencia (UNT)
	G (s ⁻¹)	TF (min)	TS (min)	y _{1i} Test 1	y _{2i} Test 2	\bar{y}_i	d _i
1	10	10	20				
2	100	10	20				
3	10	20	20				
4	100	20	20				
5	10	10	40				
6	100	10	40				
7	10	20	40				
8	100	20	40				
A	50	15	30				
B	50	15	30				
C	50	15	30				

La matriz de diseño con los factores codificados del diseño factorial completo 2³, con replicas y los tres puntos centrales, así como la interacción de las diferentes variables que se ejecutaron usando el programa estadístico Minitab Inc. 14, para correr el diseño factorial se muestra en la tabla 2. Para correr el diseño factorial, se usó Minitab versión de prueba gratuita por 30 días que ofrece el distribuidor del programa Minitab marca registrada en su página oficial.

En la tabla 2, X_1 representa el factor de gradiente de velocidad para floculación (G) y el signo (+) representa el valor máximo a probar (100 s^{-1}), el signo (-) representa el valor mínimo a probar (10 s^{-1}); X_2 representa el factor de tiempo de floculación (TF) y el signo (+) representa el valor máximo a probar (20 minutos), el signo (-) representa el valor mínimo a probar (10 minutos) y X_3 representa el factor de tiempo de sedimentación (TS), el signo (+) representa el valor máximo a probar (40 minutos), mientras el signo (-) representa el valor mínimo a probar (20 minutos), respectivamente. Los valores de cero (0) en las últimas filas de la tabla A, B y C representan los valores medios en el diseño factorial como siguen: (G- 50 s^{-1}), (TF-15 minutos) y (TS-30 minutos), respectivamente.

Tabla 2 Matriz modelo para el diseño factorial completo con replicas y tres puntos centrales

Test	Factores				Interacciones				Respuestas
	X_0	X_1	X_2	X_3	X_1X_2	X_1X_3	X_2X_3	X_{123}	y
1	+	-	-	-	+	+	+	-	y_1
2	+	-	-	-	+	+	+	-	y_2
3	+	+	-	-	-	-	+	+	y_3
4	+	+	-	-	-	-	+	+	y_4
5	+	-	+	-	-	+	-	+	y_5
6	+	-	+	-	-	+	-	+	y_6
7	+	+	+	-	+	-	-	-	y_7
8	+	+	+	-	+	-	-	-	y_8
9	+	-	-	+	+	-	-	-	y_9
10	+	-	-	+	+	-	-	+	y_{10}
11	+	+	-	+	-	+	-	-	y_{11}
12	+	+	-	+	-	+	+	-	y_{12}
13	+	-	+	+	-	-	+	-	y_{13}
14	+	-	+	+	-	-	+	-	y_{14}
15	+	+	+	+	+	+	+	+	y_{15}
16	+	+	+	+	+	+	+	+	y_{16}
A	0	0	0	0	0	0	0	0	Y_A
B	0	0	0	0	0	0	0	0	Y_B
C	0	0	0	0	0	0	0	0	Y_C

Con el fin de acelerar la toma de muestras del diseño factorial anteriormente descrito, se colocaron 2 ensayos de jarras funcionando en simultánea, para optimizar el tiempo de trabajo en el laboratorio, se escogieron esos intervalos de gradiente. Se escogieron estos intervalos de gradiente debido a que en aguas superficiales, Cuando la concentración de sólidos es alta, la distancia entre las partículas es pequeña y la energía

o gradiente requerido para que las partículas se encuentren y colisionen debe ser baja, así mismo cuando la concentración de sólidos es baja, se requiere más energía o gradiente de mezcla. Por lo que cada tipo de agua tiene un valor diferente de gradiente para una mezcla optima dependiendo del tipo de partículas contenidas en ellas (Guzman J, 2017).

3.5 Software para el procesamiento de datos

3.5.1 Minitab

Minitab puede utilizar diseños de experimentos para identificar los componentes del producto y las condiciones del proceso que afectan la calidad y luego determinar la configuración de las variables de entrada (factores) que optimizan los resultados.

El software cuenta con una gran cantidad de opciones precisas y muy intuitivas que permiten controlar y mejorar los resultados, permitiendo visualizar los resultados obtenidos mediante gráficos, tablas, diagramas, histogramas. Así mismo Minitab ofrece cinco tipos de diseños: diseños de tramado, diseños factoriales, diseños de superficies de respuesta, diseños mixtos y diseños Taguchi. Además, Minitab proporciona varias herramientas de análisis y gráficos para ayudar a comprender los resultados(Minitab, 2021).

3.5.2 R Studio

R es un lenguaje Orientado a Objetos interpretado (como Java) y no compilado (como C, C ++, Fortran, Pascal, etc.), lo que significa que los comandos escritos en el teclado se ejecutan directamente sin necesidad de construir ejecutables. Como segunda medida, la sintaxis de R es muy simple e intuitiva, lo cual ayuda al manejo del programa, mejorando la interpretación de datos obtenidos, lo que beneficia a la producción de resultados para la ejecución de una metodología de superficie de respuesta (Paradis & Ahumada, 2002).

4 Capítulo (Resultados y Conclusiones)

4.1 Análisis de Resultados

Uno de los primeros pasos que se llevaron a cabo en los laboratorios de la Universidad Santo Tomás Tunja, fue determinar que las condiciones de tratamiento de Veolia aguas de Tunja (ej., la misma dosis y tipo de coagulante y la misma dosis y tipo de cal), con el propósito de simularlos, afin de obtener resultados similares a la PTAP. Por tal motivo, se condujo un ensayo de jarras siguiendo el procedimiento estándar descrito en el capítulo de materiales y métodos, debido a que con el agua tomada después de la torre de aireación, los resultados fueron muy similares respecto a la turbiedad final alcanzada en la PTAP Veolia después del proceso de sedimentación. De esta manera, se logró tener una simulación cercana en los procesos de coagulación, floculación y sedimentación que se estaban generando en la PTAP de Tunja al momento de hacer los experimentos.

Por otro lado, la planta de tratamiento de Veolia Tunja actualmente está usando una dosificación de (24-35 mg/l como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) de sulfato de aluminio y sumado a esto se está realizando una pre- alcalinización del agua con cal tipo N de entre (1,6 y 2,8 mg/l como $\text{Ca}(\text{OH})_2$), esto con el fin de subir el pH de 5,7-6,3 a 7,3-7,4. Estos pH tan bajos en el agua, pueden ser causados por cierto predominio de una sustancia que se encuentra en los alrededores de la zona, como alguna vegetación o características geológicas, alterando los niveles de pH en la represa teatinos (Savarese et al., 2021). Las muestras de agua se tomaron a la entrada de la planta, específicamente en la torre de aeración y se analizaron parámetros de turbiedad, color y pH. Los parámetros del agua cruda después de la torre de aireación se muestran en la tabla 3.

Tabla 3 Análisis de agua toma en torre de aeración

Agua cruda	Muestra numero			Promedio	Desviación estándar
	1	2	3		
Turbiedad	3,52	3,6	3,7	3,61	0,07364
Color Aparente	105	109	107	107	1,63299
pH	6,2	6,4	6,1	6,23	0,12472

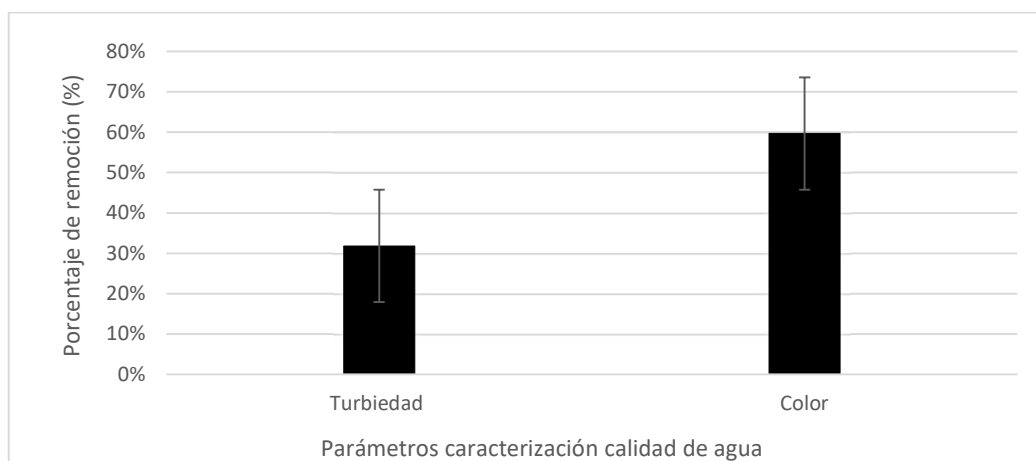
La tabla 3, muestra que el agua que surte la PTAP Veolia aguas de Tunja, es un agua de baja turbiedad, alto color aparente y un relativo pH neutral. Para poder simular los procesos de coagulación, floculación y sedimentación en la prueba de jarras, se tomó una muestra de agua a la salida del sedimentador de la PTAP Veolia aguas de Tunja. La caracterización del agua sedimentada en la PTAP Veolia se muestra en la tabla 4.

Tabla 4 Análisis de agua toma en salida sedimentador

Agua sedimentador	Muestra numero			Promedio	Desviación estándar
	1	2	3		
Turbiedad	2,36	2,48	2,3	2,38	0,07483
Color	48	42	45	45	2,44949
pH	6	5,7	5,76	5,82	0,12961

Con los resultados de calidad de agua mostrados en la tabla 4, es posible concluir que después de los procesos de C/F/S en la PTAP de Tunja, se están obteniendo porcentajes de remoción de turbiedad y color de 35% y 58%, respectivamente (Ilustración 9). Según los porcentajes representados anteriormente cabe decir que los procesos de potabilización se están realizando de manera correcta; sin embargo, con el trabajo realizado en la presente investigación, estos procesos se pudieron optimizar aún más mejorando la remoción de turbiedad después de la sedimentación, con la ayuda del diseño factorial en la prueba de jarras.

Ilustración 9 Porcentaje de Remoción



Fuente: Autor

Para encontrar la dosis optima de coagulante en la prueba de jarras, se alternaron distintas dosis de coagulante, (10, 320, 30, 40, 50 y 60 mg/L como $Al_2(SO_4)_3$) y una pre-alcalinización de (2,8 mg/L como $Ca(OH)_2$) de cal, es así, como se obtuvieron los siguientes resultados de turbiedades finales, los cuales se observan en la tabla 5.

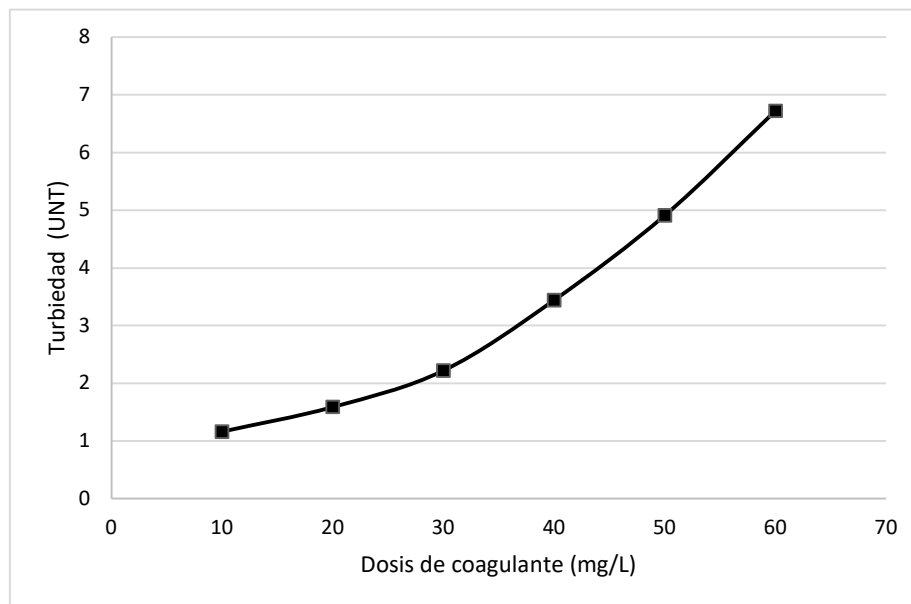
Tabla 5 Ensayo de jarras con dosis de cal 2,8 mg/L

DOSIS CAL 2,8 mg/L				
jarra	dosis (mg/L)	agua sedimentada		
		pH	turbiedad (UNT)	Color (UPC)
1	10	4,58	1,16	35
2	20	4,21	1,59	61
3	30	3,93	2,22	70
4	40	3,79	3,44	107
5	50	3,63	4,91	145
6	60	3,6	6,72	188

De acuerdo con los resultados mostrados en la tabla 5, se puede afirmar que con las mismas condiciones de la PTAP Veolia (ej. dosis de coagulante de (28-35mg/l como $Al_2(SO_4)_3$), con una pre- alcalinización de 2,8 mg/L como $Ca(OH)_2$), se obtuvieron resultados similares de turbiedad residual (2,22 UNT), en comparación con los

encontrados después del agua sedimentada en la PTAP (2,38 UNT). Por consiguiente, los resultados obtenidos en la prueba de jarras en los laboratorios de la Universidad Santo Tomás Tunja, son consistentes con los resultados de turbiedad residual obtenida en la PTAP Veolia. Esto indica que, la remoción de turbiedad en la prueba de jarras fue del 38% versus 34%, obtenida en la PTAP Veolia después de la sedimentación, este resultado indica un porcentaje diferencial entre la PTAP Veolia y la prueba de jarras de 4%, lo cual, para los propósitos de esta investigación se considera satisfactorio. En la ilustración 10, se muestran los resultados de turbiedad final, versus dosis de coagulante usando sulfato de aluminio.

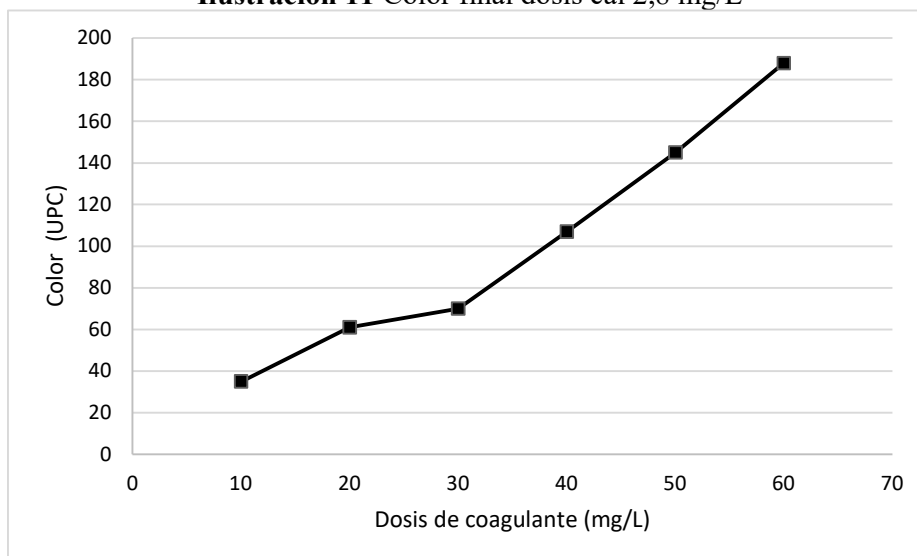
Ilustración 10 Turbiedad final dosis cal 2,8 mg/L



Fuente: Autor

De acuerdo con la ilustración 10, es posible afirmar que la dosis óptima de coagulante fue de 10 mg/L y que la adición de más coagulante no mejora la remoción de turbiedad considerablemente. En lo que respecta a la relación entre la dosis de coagulante y el color aparente final se puede observar que al igual que la turbiedad, la dosis óptima de coagulante fue de (10 mg/L como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), y al aumentar la dosis de coagulante no se presenta una mejora en la remoción de color aparente (Ilustración 11).

Ilustración 11 Color final dosis cal 2,8 mg/L



Fuente: Autor

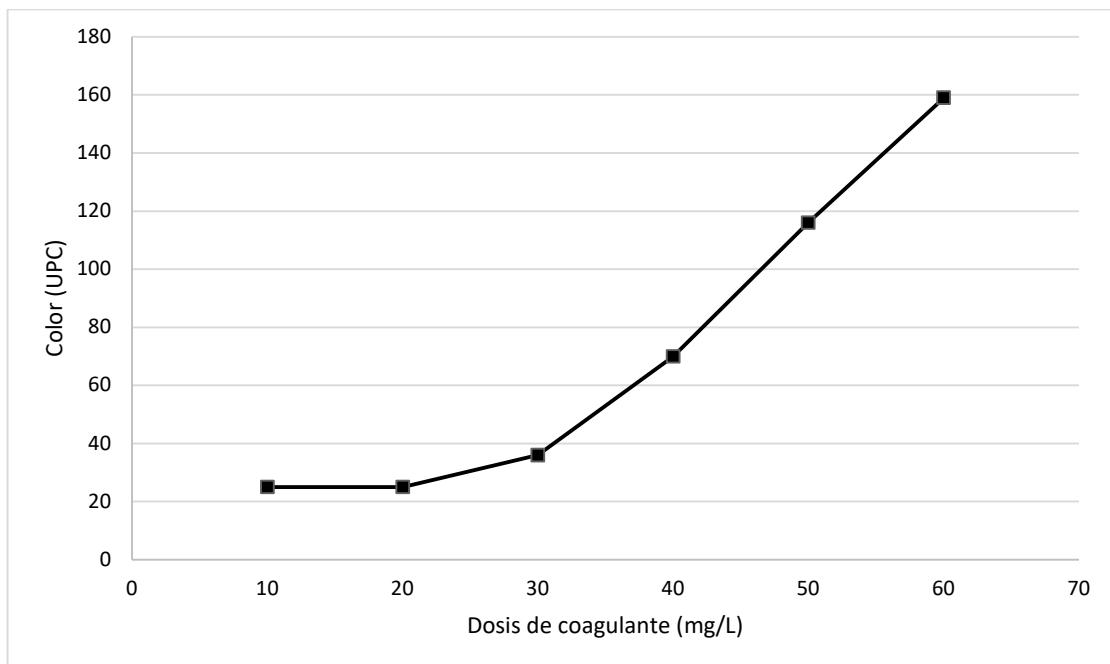
Al realizar un balance estequiométrico en función de la alcalinidad consumida, versus la dosis de coagulante aplicado al agua, se obtuvo que para atenuar la acidez de una dosis de coagulante de entre (28 y 35 mg/L como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), dosis empleada al tiempo de los experimentos por Veolia aguas de Tunja, se encontró que la dosis óptima de cal debería ser de 13,08 mg/L ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Al adicionar la dosis de cal teórica encontrada a la prueba de jarras (13,08 mg/L ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), con el fin de conocer si esta dosificación afecta la turbiedad, se encontraron los resultados mostrados en la tabla 6.

Tabla 6 Ensayo de jarras con dosis de cal 13,08 mg/L

DOSIS CAL 13,08 mg/L				
jarra	dosis (mg/L)	agua sedimentada		
		pH	turbiedad (UNT)	Color (UPC)
1	10	4,71	0,66	<25
2	20	4,28	0,99	<25
3	30	4,05	1,62	36
4	40	3,67	2,9	70
5	50	3,63	4,36	116
6	60	3,6	6,16	159

De acuerdo con los resultados de la tabla 6, es posible afirmar que la turbiedad removida tuvo una mejora significativa, ya que para una dosis de coagulante de (10 mg/L como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), la turbiedad final es de 0,66 UNT y el color aparente desciende por debajo de 25 UPC. Inclusive, en si se aumenta lo dosis de coagulante a (20 mg/L como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), con la misma dosis de cal, (13,08 mg/L ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), aun se pueden encontrar turbiedades por debajo de 1,0 UNT y en color aparente se mantiene por debajo de 25 UPC (Ilustración 12). Esto podría reducir considerablemente los precursores de MON, así como disminuir las dosis de cloro en los procesos de desinfección de la PTAP Veolia aguas de Tunja.

Ilustración 12 Color final dosis cal 13,08 mg/L



Fuente: Autor

4.2 Análisis de resultados del diseño factorial

La tabla 7 muestra los resultados del diseño factorial en cuanto a turbiedad final, color aparente y pH.

Tabla 7 Resultados prueba de jarras con las condiciones del diseño factorial

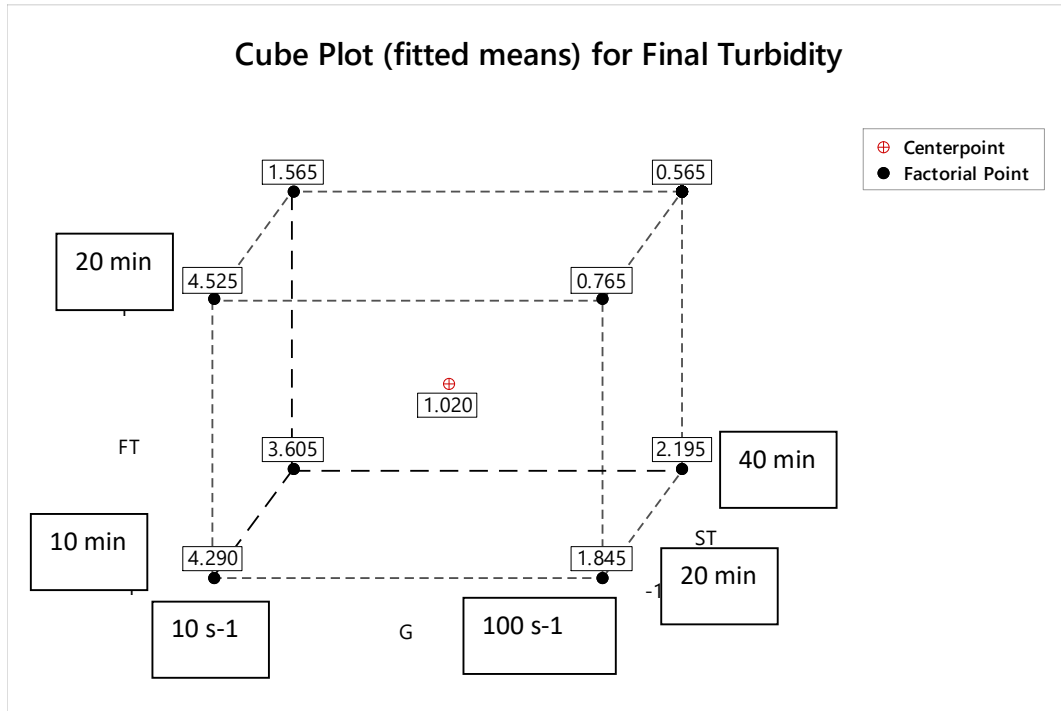
Test	1	2	3	Turbiedad		Color		pH	
	G (s ⁻¹)	TF (min)	TS (min)	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL
1	10	10	20	3,16	4,40	98,50	134,50	5,7	4,67
2	100	10	20	3,25	1,73	103,00	58,00	5,8	4,6
3	10	20	20	2,77	3,85	90,00	120,00	5,7	4,62
4	100	20	20	3,55	0,75	110,50	39,00	5,9	4,72
5	10	10	40	3,31	3,90	101,50	124,00	5,71	4,65
6	100	10	40	3,22	1,64	99,50	48,00	6,08	5,46
7	10	20	40	2,79	1,88	92,50	79,50	5,76	4,5
8	100	20	40	3,50	0,58	118,00	29,50	5,82	4,6
A	50	15	30	2,69	1,05	92,00	64,50	5,71	4,4
B	50	15	30	2,85	1,03	90,50	62,50	6,1	5,3
C	50	15	30	2,85	1,00	91,00	63,00	5,79	4,63

De acuerdo con los resultados mostrados en la tabla 7, se puede decir que el mejor set de parámetros que favorecen la mejor remoción de turbiedad fue: 1) gradiente de velocidad de 100 s⁻¹; 2) tiempo de floculación 20 minutos y; 3) tiempo de sedimentación de 20 minutos. A pesar de que el test No 8 mostro una turbiedad final de 0,58, el tiempo de sedimentación se duplica lo cual podría tener un impacto negativo en la PTAP Veolia al extrapolar este tiempo de retención en la unidad de sedimentación actual, el cual podría ser mayor. También se debe tomar en cuenta que turbiedades menores de 1,0 UNT, después de procesos de clarificación, son muy buenas y aceptables, dado que aún falta un pulimento final del agua al pasarla pro los filtros de arena, lo cual podrá contribuir a la retención de pequeñas partículas responsables de turbiedad con lo cual se podrían obtener turbiedades finales a la salida de la PTAP cercanas a 0,1 UNT.

La ilustración 13, muestra el diagrama de cubo, el cual muestra de las diferentes variables analizadas a través del diseño factorial. El cubo muestra los resultados de las combinaciones que se dieron según los datos obtenidos en el laboratorio, en cada eje se encuentra las variables utilizadas en el diseño factorial, por ejemplo, el eje X del cubo,

muestra la variable (gradiente de velocidad G); el eje Y del cubo muestra la variable de (tiempo de floculación TF), y el eje Z del cubo, muestra la variable (tiempo de sedimentación TS). En cada vértice del cubo se pueden observar los resultados de turbiedad en función de cada variable.

Ilustración 13 Diagrama de cubo

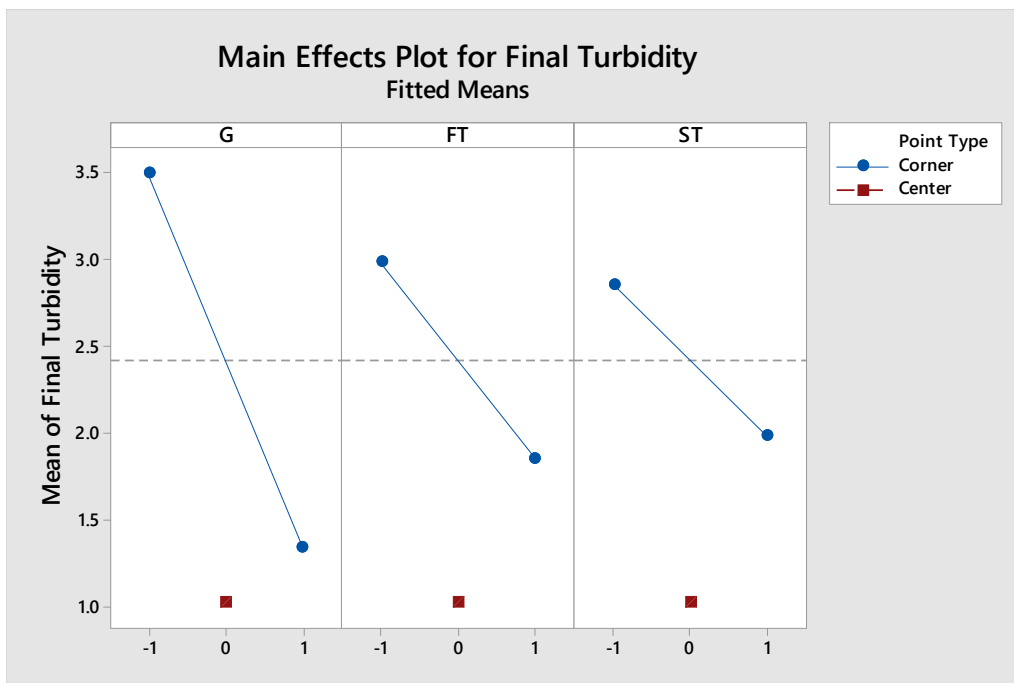


Fuente: Autor

De acuerdo al grafico anterior, en cada eje se pueden observar los valores máximos y mínimos utilizados en el diseño factorial, también se puede notar que con un tiempo de sedimentación de 40 minutos, un gradiente de velocidad de 100 s^{-1} y un tiempo de floculación de 20 minutos se obtiene un turbiedad final de 0,5 UNT, así mismo, la combinación de parámetros que mostraron la remoción de turbiedad más deficiente, con un valor de turbiedad final de (4,5 UNT) en la prueba de jarras fueron: 1) Tiempo de floculación de 20 minutos; 2) Gradiente de velocidad de 10 s^{-1} ; y 3) Tiempo de sedimentación de 20 minutos.

Para ilustrar los efectos que cada una de las variables probadas a través del diseño factorial (ej. Gs, TF y TS), se puede obtener a través del programa Minitab un gráfico, en donde se visualizan las tres variables y el impacto de estas sobre la turbiedad final como se muestra en la ilustración 14. En esta ilustración, se puede evidenciar que la variable de mayor impacto negativo sobre la remoción de turbiedad fue el gradiente de velocidad, seguido por el tiempo de floculación y en último lugar el tiempo de sedimentación. Esto denota, que, conduciendo un buen proceso de floculación, se puede optimizar el funcionamiento de una unidad de sedimentación convencional.

Ilustración 14 Efectos principales en la turbiedad final

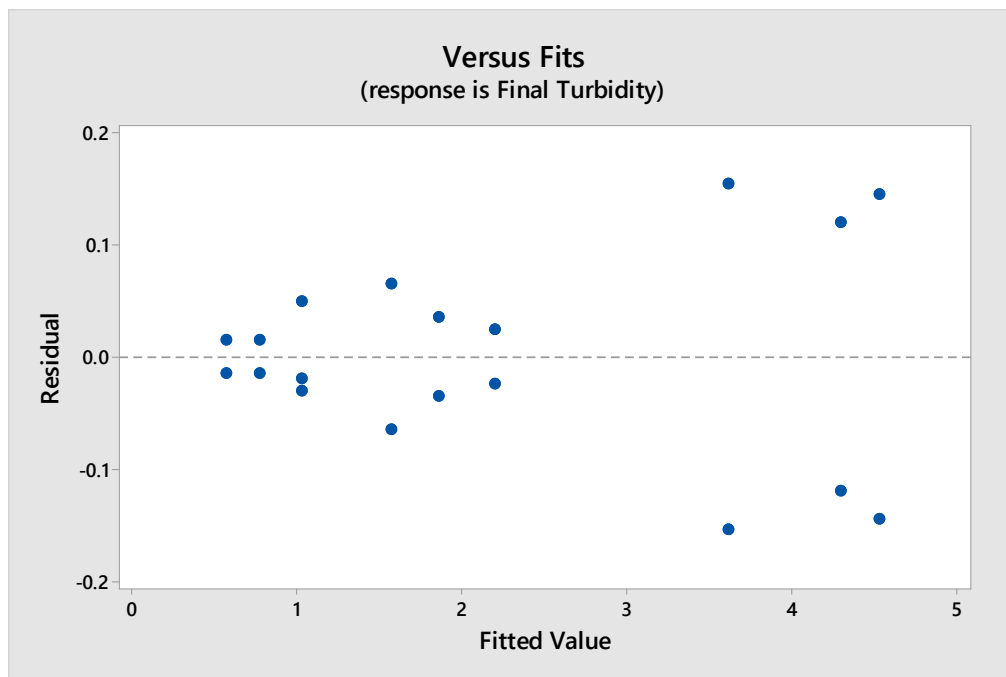


Fuente: Autor

Una forma para verificar que los resultados del diseño factorial son adecuado es hacer un diagnóstico grafico de residuales. Estos residuales, se deben graficar versus los valores de turbiedad final proyectados en el modelo arrojado por el diseño factorial. Cuando los valores graficados no muestran una distribución aleatoria, esto sugiere que el

modelo no es adecuado y que los resultados del diseño factorial no son adecuados. Por el contrario, cuando los datos de residuales graficados versus los valores de turbiedad final proyectados, muestran una distribución aleatoria, entonces dice que el modelo es adecuado y que los resultados obtenidos en el diseño factorial son correctos. La ilustración 15 muestra la relación entre los datos de residuos y los datos predichos por el modelo.

Ilustración 15 Residuales versus datos del modelo



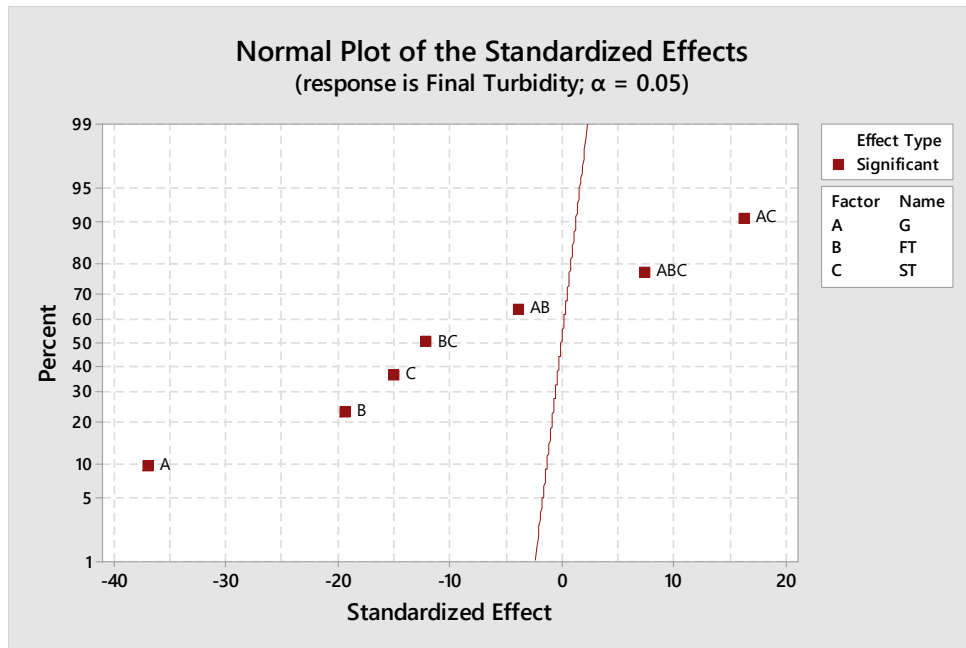
Fuente: Autor

Como se muestra en la ilustración 15, al graficar los datos de residuo y los datos predichos por el modelo, la distribución de los puntos es aleatoria, con lo cual se puede confirmar que el diseño factorial fue bien ejecutado y que el modelo es adecuado.

La gráfica de probabilidad normal de efectos, muestra los efectos estandarizados en relación con una línea de ajuste de distribución. En esta gráfica, los efectos negativos reducen la respuesta cuando su configuración cambia de un valor bajo a un valor alto. En este caso, los factores más alejados de la línea roja central, muestran efectos negativos si

ubican a la izquierda de la misma y efectos positivos si se ubican a la derecha de la misma, estos efectos se cuantifican con base en los resultados de turbiedad final obtenidos en los experimentos del diseño factorial usando la prueba de jarras (Ilustración 16).

Ilustración 16 Grafica normal de efectos



Fuente: Autor

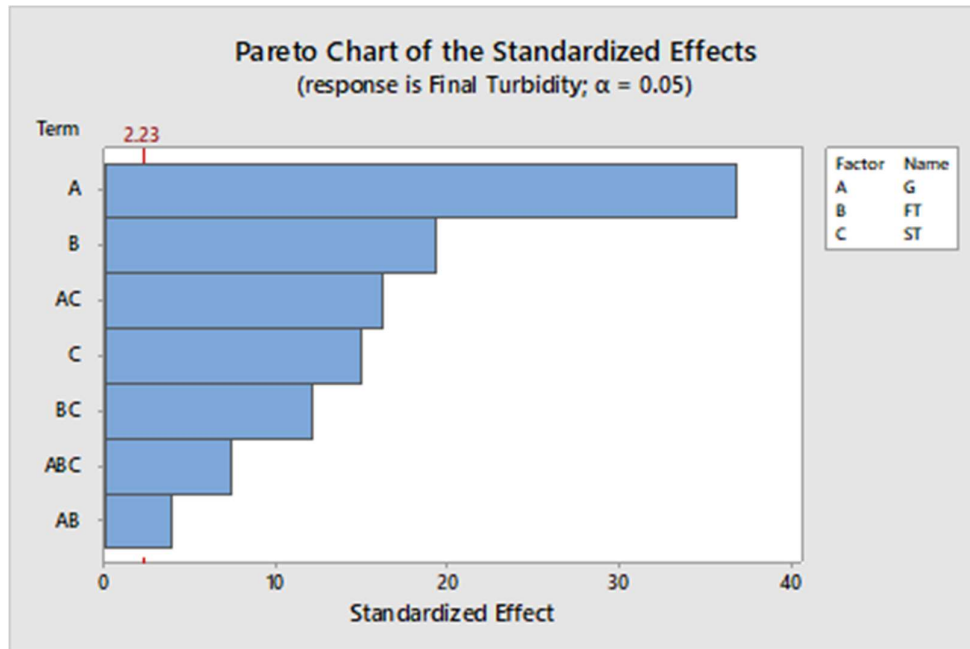
Como se observa en la ilustración 16, el factor que mayor efecto negativo fue el gradiente de velocidad (A), seguido del tiempo de floculación (B) y el tiempo de sedimentación (C). En menor grado, se presentó un efecto negativo, por las interacciones entre gradiente de velocidad y tiempo de sedimentación (BC), y las interacciones entre gradiente de velocidad y tiempo de floculación (AB). En el caso opuesto, la interacción entre el gradiente de velocidad, tiempo de floculación y tiempo de sedimentación (ABC), mostraron tener un efecto positivo fuerte sobre la remoción de turbiedad, y en menor grado, pero también con efecto positivo las interacciones entre gradiente de velocidad y tiempo de sedimentación favorecieron la remoción de turbiedad en la prueba de jarras.

Del mismo modo el diagrama de Pareto (ilustración 17) se utilizó para verificar el efecto de cada factor (i.e. positivo o negativo) en la respuesta final con respecto a la eficiencia en la eliminación de turbidez en la prueba de jarras. El diagrama de Pareto mostro que los factores, representados por las barras azules horizontales que se extienden más allá del punto 2,23 (línea roja punteada) son los que presentan impactos negativos sobre la remoción de turbiedad en la prueba de jarras. En este caso el factor que impacta en alto grado y negativamente la remoción de turbiedad en la prueba de jarras corresponde al gradiente de velocidad (G) representado por la letra A. En este caso valores de gradiente de velocidad bajos en floculación ($G= 10 \text{ s}^{-1}$) en la prueba de jarras presentaron turbiedades residuales altas, por lo cual no se recomienda diseñar floculadores con gradientes de velocidad bajos para este tipo de aguas, a menos que se quiera conducir una coagulación mejorada para la producción de flocs grandes y densos, la cual incluye dos o más cámaras de mezcla lenta con gradientes de velocidad descende (i.e., empezando con valores altos $100\text{-}70 \text{ s}^{-1}$ y finalizando con valores bajos de $30\text{-}10 \text{ s}^{-1}$).

Otro factor que impacto negativamente la remoción de turbiedad en la prueba de jarras, pero en menor proporción que el gradiente de velocidad fueron el factor B o tiempo de floculación (FT) y el factor C o tiempo de sedimentación (ST). El impacto negativo del tiempo de floculación mostrado en el diagrama de Pareto se puede explicar debido a que tiempos de floculación de 10 min, no son suficientes para obtener flocs grandes que puedan sedimentarse con facilidad y adicionalmente después de este corto tiempo se observaron pequeñas partículas suspendidas en la jarra, con lo cual se obtuvieron incluso turbiedades mayores a la inicial. En un grado más bajo, el diseño factorial a través del diagrama de Pareto, también mostro que las interacciones que causan impacto en la remoción de turbiedad son de mayor a menor (AC) gradiente de velocidad y tiempo de sedimentación, (BC) tiempo de floculación y tiempo de sedimentación y los tres (A,B,C)

gradientes de velocidad, tiempos de floculación y tiempos de sedimentación y en último lugar la interacción de los factores (AB) gradientes de velocidad y tiempos de floculación.

Ilustración 17 Diagrama de Pareto



Fuente: Autor

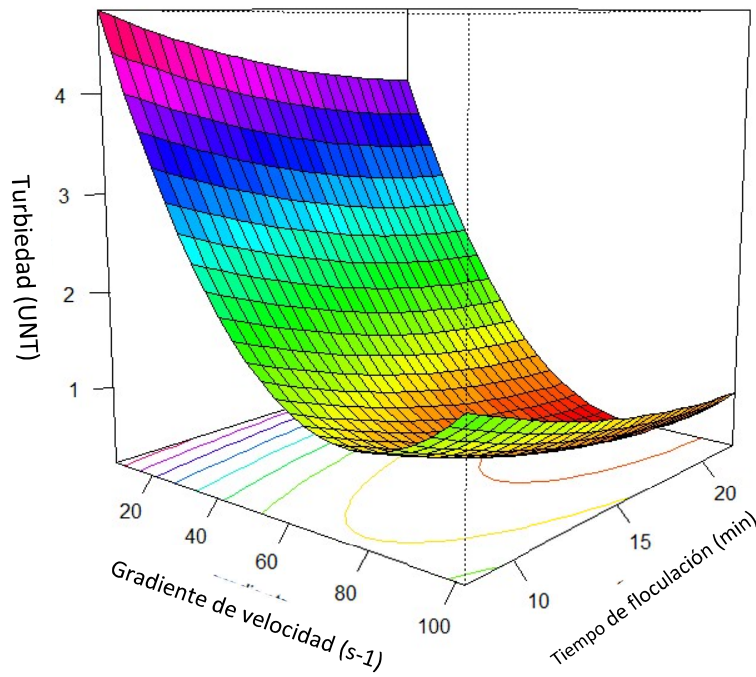
4.2.1 Superficie de respuesta

En este estudio, se empleó la metodología de superficie de respuesta para determinar la asociación entre la variable dependiente y los factores experimentales, los resultados obtenidos fueron luego ajustados para desarrollar un modelo matemático, se usó el software R studio con el fin de obtener resultados de forma gráfica. Para esta optimización se seleccionaron solamente dos variables (G y FT), ya que fueron las variables de mayor impacto negativo en la remoción de turbiedad de acuerdo con el diagrama de Pareto (ilustración 17).

El grafico de superficie de respuesta en 3D (lustración 18) mostro la interacción entre las variables independientes y su efecto respectivo en la variable de respuesta (i.e.,

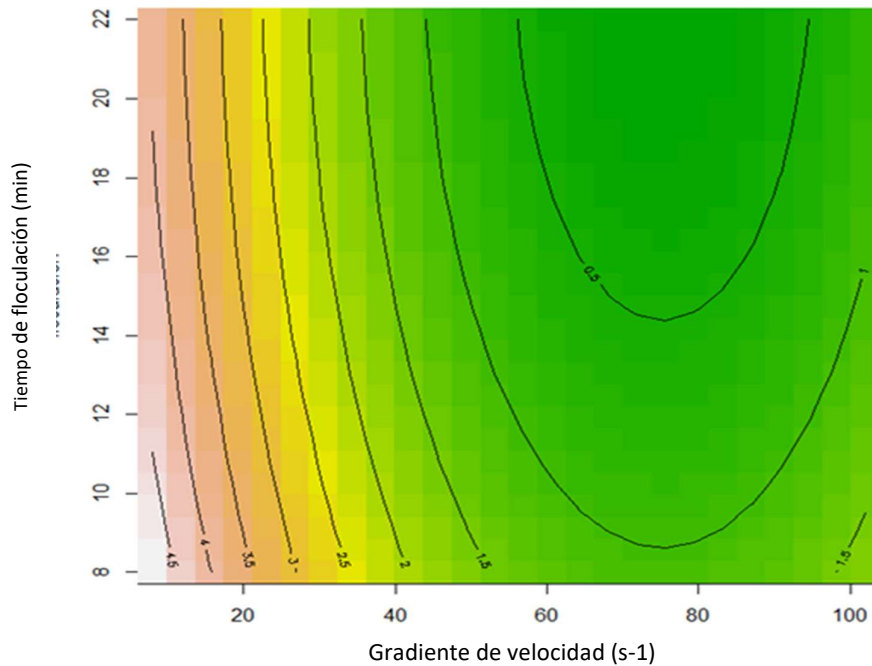
remoción de turbiedad). Así mismo la gráfica de gradiente de velocidad vs tiempo de floculación (ilustración 19), se puede observar que para Gs en un rango de entre 70 y 90 s-1 y TF de entre 16 y 22 minutos, será posible obtener turbiedades por debajo de 0,5 UNT. De otro lado, la ilustración , se muestran los resultados de modelar las interacciones entre gradiente de velocidad (G), el tiempo de floculación (FT) versus la turbiedad final en UNT con el fin de identificar los valores óptimos de G y FT en la prueba de jarras que permitan obtener la menor turbiedad residual posible.

Ilustración 18 Superficie de respuesta 3D



Fuente: Autor

Ilustración 19 Gradiente de Velocidad vs Tiempo de Floculación



Fuente: Autor

De acuerdo con la ilustración 18, los puntos óptimos donde existe mayor remoción de turbiedad fueron los siguientes: $G=78 \text{ s-1}$, $FT=23 \text{ minutos}$ y $ST= 30 \text{ minutos}$, si se aplican estos valores a la ecuación de correlación de las variables independientes y la respuesta (turbiedad removida), obtenida a través del modelo en el diseño factorial, la turbiedad final predicha por el modelo es de 0,2 UNT. Lo cual sería un resultado muy satisfactorio en la PTAP Veolia tomando en cuenta que el valor máximo permisible de turbiedad establecido en la resolución 2115 de 2007 es de 2,0 UNT y este incluso cumpliría con lo establecido por la OMS. También es de notar que esta agua todavía tendría que pasar por los filtros lo cual se esperaría obtener una turbiedad a la salida de la PTAP Veolia $\leq 0,1 \text{ UNT}$. Esto contribuirá a la reducción de la dosis de coagulante, reducción de precursores de subproductos de la desinfección como la MON y eventualmente a la reducción de la demanda de cloro a la salida de la PTAP Veolia, lo

que se traduce en una reducción significativa de costos de operación y mantenimiento para Veolia aguas de Tunja.

4.3 Conclusiones

- Se optimizó los procesos de floculación y sedimentación a escala de laboratorio de la planta de agua potable de Tunja, Boyacá aplicando un diseño factorial, las pruebas de jarras mostraron que fue posible obtener turbiedades similares a las medidas después del proceso de sedimentación en la PTAP Veolia aguas de Tunja, con una diferencia porcentual en relación a los valores finales de turbiedad obtenida entre las pruebas en el laboratorio y la PTAP de tan solo 4%.

- Se estimó la mejor dosis de coagulante para la remoción de color aparente y turbiedad usando el coagulante sulfato de aluminio con una dosis óptima de 10mg/L como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. En base a los resultados se pudo establecer que la adición de más coagulante no mejora la remoción de turbiedad y color aparente de forma considerable, después de sedimentación.

- El estudio reveló que adicionando una dosis de cal de 13,08 mg/L ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), para elevar la alcalinidad del agua y el pH, se pueden obtener valores de turbiedades finales de hasta 0,66 UNT y de color aparente menores a 25 UPC, después de los procesos de sedimentación. Este valor de turbiedad cumple con estándares internacionales ($\leq 1,0$ UNT). Adicionalmente, se podría hipotetizar que una vez pase por los filtros, la turbiedad residual podría tener valores ($\leq 0,4$ UNT). Esto impactaría positivamente el proceso de desinfección, ya que, al minimizar la concentración de partículas en el agua, se consume menos cloro en la cámara de contacto y se obtendría un cloro residual superior a 0,3 mg/L en el punto más alejado de la red de distribución con una dosis menor a la usada actualmente (1,2 a 1,4 mg/L como Cl^-) en la PTAP Veolia de Tunja.

- La investigación permitió conocer que el mejor set de parámetros que favorecen la mejor remoción de turbiedad tratando agua de la represa de teatinos fue: 1) gradiente de velocidad de 78 s^{-1} ; 2) tiempo de floculación 23 minutos y; 3) tiempo de sedimentación de 30 minutos. Esto permitirá a Veolia agua de Tunja tomar decisiones en pro del mejoramiento de la calidad del agua para todos los habitantes de la ciudad de Tunja.

5 Bibliografía

- Abbas, H. (2009). Natural organic matter removal from Tigris River water in Baghdad. *Iraq. ScienceDirect*, 155–168.
- Abbaszadegan, M., Mayer, B. K., Ryu, H., & Nwachuku, N. (2007). Efficacy of removal of CCL viruses under enhanced coagulation conditions. *Environmental Science & Technology*, 41(3), 971–977. <https://doi.org/10.1021/es061517z>
- Aguilar, M. I., Sáez, J., Lloréns, M., Soler, A., & Ortuño, J. F. (2003). Microscopic observation of particle reduction in slaughterhouse wastewater by coagulation-flocculation using ferric sulphate as coagulant and different coagulant aids. *Water Research*, 37(9), 2233–2241. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00525-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00525-0)
- AQinstruments. (2021). *aquateknica*. Qué Es Un Colorímetro, Cómo Funciona y Para Qué Sirve. <https://www.aquateknica.com/que-es-un-colorimetro-como-funciona-y-para-que-sirve/>
- Arjona, S. (2012). EFECTO DEL PUNTO DE PRECLORACION SOBRE LA FORMACION DE TRIHALOMETANOS EN PROCESOS CONVENCIONALES DE POTABILIZACION DE AGUA. *Revista Ingenierias Universidad de Medellin*, 11, 57.
- Batt, A. L., Furlong, E. T., Mash, H. E., Glassmeyer, S. T., & Kolpin, D. W. (2017). The importance of quality control in validating concentrations of contaminants of emerging concern in source and treated drinking water samples. *Science of The Total Environment*, 579, 1618–1628. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.02.127>
- Birhanu, Y., & Leta, S. (2021). Application of response surface methodology to optimize removal efficiency of water turbidity by low-cost natural coagulant (Odaracha soil) from Saketa District, Ethiopia. *Results in Chemistry*, 3. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2021.100108>
- Chakraborti, R. J., Atkinson, J. F. & Van Benschoten, J. E. (2000). *Characterisation of alum floc by image analysis*. *Environmental Science and Technology*. 34, 3969–3976.
- Chen, Xiang. (2000). *Instrumental traditions and theories of light : the uses of instruments in the optical revolution*. 211.
- DANE. (2018). <https://www.dane.gov.co/>
- Dayarathne, H. N. P., Angove, M. J., Jeong, S., Aryal, R., Paudel, S. R., & Mainali, B. (2022). Effect of temperature on turbidity removal by coagulation: Sludge recirculation for rapid settling. *Journal of Water Process Engineering*, 46, 102559. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102559>
- de Wit, H. A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G. A., Futter, M. N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D. O., Räike, A., Laudon, H., & Vuorenmaa, J. (2016). Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science and Technology Letters*, 3(12), 430–435. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00396>
- Delpla, I., Jung, A.-V., Baures, E., Clement, M., & Thomas, O. (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environ. Int*, 35.
- Denver, C. O. (2011). *AWWA . Manual M37—Operational Control of Coagulation and Filtration Works Association*, .

- Drinan, J. E., & Spellman, F. R. (2013a). *Water and Wastewater Treatment A Guide for the Nonengineering Professional Second Edition Chapter 2*.
- Drinan, J. E., & Spellman, F. R. (2013b). *Water and Wastewater Treatment A Guide for the Nonengineering Professional Second Edition Chapter 5 (Vol. 2)*.
- Evans, C., Monteith, D., & Cooper, M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environ. Pollut.*, *137*.
- Ferretto, A., Brooker, R., Matthews, R., & Smith, P. (2021). Climate change and drinking water from Scottish peatlands: Where increasing DOC is an issue? *Journal of Environmental Management*, *300*, 113688. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.113688>
- Filella, M. (1976). Freshwaters: which NOM matters? *Environ. Chem. Lett.*, *7*.
- Guzman J. (2017). *Evaluación técnica de la etapa coagulación-floculación para el mejoramiento en el proceso de potabilización de la planta galán de la eaaaz*. FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE AMÉRICA FACULTA DE INGENIERIAS PROGRAMA INGENIERÍA QUÍMICA.
- Hurst, S. M., McLoughlin, R. M., Monslow, J., Owens, S., Morgan, L., Fuller, G. M., Topley, N., & Jones, S. A. (2002). Secretion of oncostatin M by infiltrating neutrophils: regulation of IL-6 and chemokine expression in human mesothelial cells. *Journal of Immunology (Baltimore, Md. : 1950)*, *169*(9), 5244–5251. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/sites/entrez?Db=pubmed&DbFrom=pubmed&Cmd=Link&LinkName=pubmed_pubmed&LinkReadableName=RelatedArticles&IdsFromResult=12391243&ordinalpos=3&itool=EntrezSystem2.PEntrez.Pubmed.Pubmed_ResultsPanel.Pubmed_RVDocSum
- J P Ritson. (2011). *The impact of climate change on the treatability of dissolved organic matter (DOM) in upland water supplies: a UK perspective*.
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). How the natural organic matter to coagulant ratio impacts on floc structural properties. *Environmental Science and Technology*, *39*(22), 8919–8924. <https://doi.org/10.1021/es0510616>
- John Crit. (2012). MWH's Water Treatment Principles and Design Third Edition Chapter 9. In *MWH's Water Treatment* (pp. 1869–1901). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/9781118131473.index>
- Kaiser, K., Guggenberger, M., Kaupenjohann, M., & Zech, W. (2002). Refractory Organic Substances in Aggregated Forest Soils Retention Verses Translocation. *Refractory Organic Substances in the Environment WileyVCH Weinhe*.
- kasalab. (2021). Beaker, Beaker Colombia, Vidrieria De Laboratorio, Vaso Precipitado. <https://www.kasalab.com/producto/vaso-precipitado-25ml-forma-baja-en-vidrio/>
- Kawamura, Susumu. (2000). *Integrated design and operation of water treatment facilities*. 691.
- Khan, S. U., & Hussain, I. (2021). Impact of safe drinking water and clean fuels on health and wellbeing in Pakistan: A spatial analysis. *Groundwater for Sustainable Development*, *15*, 100677. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2021.100677>
- Krzeminski, P., Vogelsang, C., Meyn, T., Köhler, S. J., Poutanen, H., de Wit, H. A., & Uhl, W. (2019). Natural organic matter fractions and their removal in full-scale drinking water

- treatment under cold climate conditions in Nordic capitals. *Journal of Environmental Management*, 241, 427–438. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.024>
- Kulthanan, K., Nuchkull, P., & Varothai, S. (2013). The pH of water from various sources: an overview for recommendation for patients with atopic dermatitis. *Asia Pacific Allergy*, 3(3), 155–160. <https://doi.org/10.5415/APALLERGY.2013.3.3.155>
- Leenheer, J., & Crou, J.-P. (2003). Peer reviewed: characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 37.
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. In *Advances in Colloid and Interface Science* (Vol. 159, Issue 2, pp. 189–197). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007>
- Metsämuuronen, S., Sillanpää, M., Bhatnagar, A., & Mänttari, M. (2014). Natural organic matter removal from drinking water by membrane technology Chapter 2. *Separation and Purification Reviews*, 43(1), 1–61. <https://doi.org/10.1080/15422119.2012.712080>
- Minitab. (2021). *Introducción a Minitab 19 para Windows Contents*.
- Mohd Khairi, M. T., Ibrahim, S., Md Yunus, M. A., & Faramarzi, M. (2015). A review on the design and development of turbidimeter. *Sensor Review*, 35(1), 98–105. <https://doi.org/10.1108/SR-01-2014-604/FULL/XML>
- Montoya, J. (2013). Fraccionamiento y cuantificación de la materia orgánica en Andisoles bajo diferentes sistemas de producción. *Ciencias Del Suelo*, 333–343.
- Nadella, M., Sharma, R., & Chellam, S. (2020). Fit-for-purpose treatment of produced water with iron and polymeric coagulant for reuse in hydraulic fracturing: Temperature effects on aggregation and high-rate sedimentation. *Water Research*, 170, 115330. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.115330>
- Nkambule, T. I., Krause, R. W. M., Haarhoff, J., & Mamba, B. B. (2012). Natural organic matter (NOM) in South African waters: NOM characterisation using combined assessment techniques. *Water SA*, 38(5), 697–706. <https://doi.org/10.4314/wsa.v38i5.7>
- Owen D. (1997). *NOM characterization and treatability*.
- Pakale, A. A. (2018). DIGITAL PH METER. *Electronic Design Engineering*, 4(1).
- Papacosta, K. (2008). *TURBIDITY CALIBRATION STANDARDS EVALUATED FROM A DIFFERENT PERSPECTIVE*.
- Paradis, E., & Ahumada, J. A. (2002). *R para Principiantes*.
- Park, S., & Yoon, T. (2009). *Desalination* ;146. 239.
- Parker, D. S. ; K., Jenkins, W. J. ;, & D. (1972). Floc Breakup in Turbulent Flocculation Processes. *J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. Civ. Eng. 1972, SA, 1*, 79–99.
- phere G. (2008). *Stets and J Cotner Littoral Zones as Sources*, 45 SRC-, 865–873.
- R. Gough d, C. F. (2013). *The impact of climate change on the treatability of dissolved organic matter (DOM) in upland water supplies: A UK perspective*.
- Ranasinghe, D. M. A., & Ariyaratne, T. R. (2012). *Design and Construction of Cost Effective Turbidimeter ... Proceedings of the Technical Sessions*. 28, 65–70.

- Satterfield, Z. (2021). *What is jar testing? Jar Testing*. www.nesc.wvu.edu/
- Savarese, C., Drosos, M., Spaccini, R., Cozzolino, V., & Piccolo, A. (2021). Molecular characterization of soil organic matter and its extractable humic fraction from long-term field experiments under different cropping systems. *Geoderma*, 383(July 2020). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114700>
- Sillanpää, M., Ncibi, M. C., Matilainen, A., & Vepsäläinen, M. (2018). Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. In *Chemosphere* (Vol. 190, pp. 54–71). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.113>
- Sinha, R., Gupta, A. K., & Ghosal, P. S. (2021). A review on Trihalomethanes and Haloacetic acids in drinking water: Global status, health impact, insights of control and removal technologies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106511. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2021.106511>
- Standards, A., & Philadelphia, P. A. (2008). *ASTM . Standard Recommended Practice for Coagulation-Flocculation Jar Test of Water*, in *Book of*, . D2035-08 SRC-BaiduScholar FG-0.
- Stets, E. G., & Cotner, J. B. (2008). Littoral zones as sources of biodegradable dissolved organic carbon in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(11), 2454–2460. <https://doi.org/10.1139/F08-142>
- Swietlik, J., & Sikorska, E. (2004). Application of fluorescence spectroscopy in the studies of natural organic matter fractions reactivity with chlorine dioxide and ozone. *Water Research*, 38(17), 3791–3799. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.06.010>
- Teixeira, M. R., Rosa, S. M., & Sousa, V. (2011). Natural Organic Matter and Disinfection By-products Formation Potential in Water Treatment. *Water Resources Management*, 25(12), 3005–3015. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9795-0>
- Thurman, R. G., & Kauffman, F. C. (1985). Sublobular compartmentation of pharmacologic events (SCOPE): metabolic fluxes in periportal and pericentral regions of the liver lobule. *Hepatology (Baltimore, Md.)*, 5(1), 144–151. <https://doi.org/10.1002/hep.1840050128>
- TP Laboratorio Quimico. (2022). PHmetro (Medidor de PH) » TP - Laboratorio Químico. <https://www.tplaboratorioquimico.com/laboratorio-quimico/materiales-e-instrumentos-de-un-laboratorio-quimico/phmetro.html>
- Turbidimeter for drinking water. (2008). *Filtration & Separation*, 45(5), 13. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(08\)70172-1](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(08)70172-1)
- Uyguner, C. S., Bekbolet, M., & Selcuk, H. (2007). *A Comparative Approach to the Application of a Physico-Chemical and Advanced Oxidation Combined System to Natural Water Samples*. <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01496390701289807> LK - link%7C<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01496390701289807> SRC - BaiduScholar FG - 0
- Vicker, J. C. (2005). *Microfiltration and Ultrafiltration Membranes for Drinking Water* (1st, Ed.). American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, Denver, CO.
- Villanueva, C. M., Garfí, M., Milà, C., Olmos, S., Ferrer, I., & Tonne, C. (2021). Health and environmental impacts of drinking water choices in Barcelona, Spain: A modelling study.

Science of The Total Environment, 795, 148884.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.148884>

Winterdahl, M. (2013). *Intra-annual Variability of Natural Organic Matter in Boreal Streams Patterns and Controls*. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Department of Aquatic Sciences and Assessment, Uppsala (Doctoral thesis).