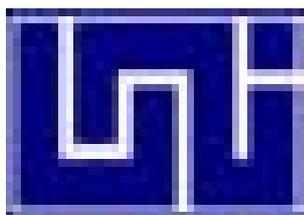


Mon
662.93
S464
2009

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA

RECINTO UNIVERSITARIO "SIMÓN BOLÍVAR"

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA



Monografía para optar al grado de
Ingeniero Químico

“Estudio de dos tipos de coagulación para la remoción de precursores de sub-productos de la desinfección (DBPs), utilizando carbón activado granular como adsorbente a escala de laboratorio aplicado en aguas sintéticas”

WENDELL CARL SELAXZA ESPINALES
EDUARDO JOSUÉ GARCÍA LÓPEZ

TUTOR: MSc. Ing. INDIANA GARCÍA

Managua, Nicaragua
Abril, 2009

Agradecimiento

Agradecemos a:

Dios, por darnos perseverancia y fuerzas para culminar esta tarea con éxito.

A nuestros padres por su constante apoyo en nuestros estudios.

Nuestra profesora y guía Ing. Indiana García, que con su desempeño y esfuerzo estableció las bases sólidas y dio continuidad para llevar a cabo este proyecto, así mismo agradecemos su paciencia y comprensión.

Todas las personas, docentes y compañeros de estudio que nos brindaron información para la elaboración del presente proyecto.

Resumen

El presente estudio consistió en la determinación de la capacidad del carbón activado granular en la remoción de los precursores de los subproductos de la desinfección en agua que ha sido sometida a un proceso previo de coagulación. Así mismo los tipos de coagulación investigados fueron: coagulación con flóculos preformados y doble coagulación.

Esta experimentación se realizó a escala de laboratorio, usando agua sintética preparada a diferentes concentraciones de ácido húmico, de forma tal que reprodujera las propiedades del agua natural con un variable contenido de material orgánico.

La evaluación de la calidad fisicoquímica, y orgánica se realizó utilizando los métodos analíticos estandarizados propuestos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) (Clesceri et al., 1998). Los resultados obtenidos mostraron que los procesos de simulación de potabilización utilizados en los diferentes tratamientos son eficientes en cuanto a la remoción de contaminantes fisicoquímicos de acuerdo a las normas establecidas por el Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centro América, Panamá y República Dominicana (CAPRE, 2000).

En lo que corresponde a la mejor coagulación para la remoción de los subproductos de la desinfección, se evidenció que la coagulación con flóculos preformados (CP) muestra las mayores remociones de materia orgánica. La combinación de doble coagulación y la adsorción discontinua mostró ser la mejor opción en la eliminación THMs con valores por debajo de las normativas CAPRE y USEPA.

Esta combinación de tratamiento puede ser aplicado en cualquiera de las plantas potabilizadoras de Nicaragua para asegurar de esta manera agua potable con baja concentración de THMs como subproducto de la desinfección.

Tabla de Contenido

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1 Introducción	1
1.2 Objetivos	4

CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO

2.1 Introducción	5
2.2 Características Agua	6
2.2.1 Características Físicas	6
2.2.2 Características Químicas	10
2.2.3 Características Microbiológicas	13
2.2.4 Características de la Materia Orgánica	14
2.2.4.1 Parámetros Sustitutos de la Materia Orgánica	15
2.3 Normas de Calidad	17
2.4 Tratamiento de Agua para Potabilización	18
2.4.1 Mezcla Rápida	18
2.4.2 Coagulación	18
2.4.2.1 Factores que influyen en el Proceso de Coagulación	19
2.4.2.2 Mecanismos de Coagulación.	20
2.4.2.3 Coagulantes Utilizados	21
2.4.3 Floculación	22
2.4.4 Sedimentación	23
2.4.5 Filtración	23
2.4.6 Desinfección	24
2.4.6.1 Subproductos de la Desinfección	24
2.4.6.2 Trihalometanos (THMs)	26
2.5 Proceso de Adsorción	28
2.5.1 Características del Carbón Activado	29

CAPÍTULO III:

METODOLOGÍA

3.1 Método de Investigación	31
3.2 Tipo de Investigación	32
3.3 Población y Muestra	32
3.4 Técnicas de Recolección de Datos	32
3.5 Preparación del Agua Sintética	33
3.6 Tipos de Coagulación	34
3.6.1 Coagulación con Flóculos Preformados	34
3.6.2 Doble Coagulación	34
3.7 Carbón Activado	35
3.7.1 Proceso Discontinuo de Adsorción	35
3.7.2 Proceso Continuo de Adsorción	36

CAPÍTULO IV:

ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1 Comparaciones de los Tipos de Coagulación	38
4.1.1 Características Físicas	38
4.1.2 Características Químicas	42
4.1.3 Características Orgánicas	47
4.2 Adsorción con Carbón Activado	50
4.3 Formación de Trihalometanos	53

CAPÍTULO V:

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones	56
5.2 Recomendaciones	57
REFERENCIAS	58
ABREVIATURAS	63

ANEXO A:	Normas para Consumo Humano	
A.I.a	CAPRE	64
A.I.b	USEPA	66
ANEXO B:	Métodos para la Evaluación de Parámetros	
B.I.a	Parámetros Físicos	67
B.I.b	Parámetros Químicos	70
B.I.c	Parámetros Orgánicos	80
ANEXO C:	Figuras de la Experimentación	
C.I.a	Prueba de Jarra	91
C.I.b	Proceso Continuo de Adsorción (Columna GAC)	91

Índice de Figuras

Figura 2.1 Distribución del tamaño de partículas	10
Figura 2.2 Fraccionamiento de la materia orgánica	15
Figura 2.3 Reacciones del sulfato de aluminio	22
Figura 4.1 Variación del color y la turbiedad	39
Figura 4.2 Variación de los STD y conductividad	41
Figura 4.3 Variación de la dureza y alcalinidad total	43
Figura 4.4 Variación de pH	45
Figura 4.5 Variación de sulfato	46
Figura 4.6 Variación de DOC y UV_{254}	47
Figura 4.7 Variación de SUVA	49
Figura 4.8 Remoción de DOC por adsorción en procesos continuo y discontinuo	52
Figura 4.9 Formación de trihalometanos	54

Índice de Tablas

Tabla 2.1 Subproductos de la desinfección	25
Tabla 3.1 Técnicas de recolección de datos	33
Tabla 4.1 Variación de color y turbiedad	39
Tabla 4.2 Variación de STD y conductividad	42
Tabla 4.3 Variación de alcalinidad y dureza total	44
Tabla 4.4 Variación de pH	45
Tabla 4.5 Variación de sulfato	46
Tabla 4.6 Variación de DOC y UV ₂₅₄	48
Tabla 4.7 Variación de SUVA	49
Tabla 4.8 Variación del contenido de materia orgánica	51
Tabla 4.9 Capacidad dinámica de adsorción	53
Tabla 4.10 Variación del contenido de THMs y cloro residual	55

CAPÍTULO I

Introducción y Objetivos

1.1 Introducción

El agua es un recurso de suma importancia para la sustentación de la vida en este planeta, por lo que es de vital importancia la conservación de su calidad para un consumo seguro. Durante las últimas décadas se han hecho muchas investigaciones de tratamiento de agua, lo cual ha permitido el desarrollo de tecnologías innovadoras y sistemas de potabilización para suministrar agua de alta calidad.

Uno de los principales tipos de tratamiento es el convencional, el cual consiste en las siguientes etapas: coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Este tratamiento logra remover grandes cantidades de turbiedad y color en las aguas pero no elimina mucha materia orgánica natural (NOM). La materia orgánica está constituida en su mayoría por sustancias húmicas (SH), que son estructuras de alto peso molecular. Estos compuestos se forman como resultado de la elutriación del suelo así como por reacciones microbiológicas, químicas y fotoquímicas que ocurren en el agua debido a la presencia de algas y subproductos de origen vegetal y animal. Las aguas naturales contienen entre 2 y 10 mg/L de carbono orgánico disuelto (Mallevalle, 1996).

La materia orgánica natural al no ser removida en las etapas previas reacciona con el cloro en el proceso de desinfección y origina subproductos de la desinfección (DBPs) como Trihalometanos (THMs) y Ácidos Haloacéticos (HAAs). La disminución de los subproductos de la desinfección es de suma importancia ya que varios estudios epidemiológicos han relacionado el cáncer de vejiga con el consumo de agua potable clorada (Cantor *et al.*, 1987; McGeehin *et al.*, 1993; King y Marrett, 1996; Koivusalo *et al.*, 1997). También se ha identificado una relación entre la exposición a los DBPs y los abortos espontáneos (Savitz *et al.*, 1995; Swan *et al.*, 1998; Waller *et al.*, 1998; Nieuwenhuijsen, 2005; Hinckley *et al.*, 2005).

En Nicaragua se han hecho investigaciones relacionadas con la remoción de productos de desinfección como es el caso de Castro y Gutiérrez (2004), que aplicaron coagulación mejorada a aguas crudas procedente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) de la ciudad de Boaco. Además se estudió como la temperatura, el pH, tiempo de reacción y dosis aplicada de desinfectante influyen en la formación de trihalometanos, el cual es uno de los subproductos de la desinfección. Se observó que los cuatro factores estudiados al aumentar sus valores incrementan la concentración de THMs, siendo los factores más influyentes el pH y dosis de desinfectante.

A nivel internacional se han hecho investigaciones como es el caso de la efectuada en Grecia por Babi et al. (2007) el cual consistió en un estudio piloto cuyo objetivo fue evaluar la eficiencia del carbón activo granular (GAC) en la remoción de THMs, ácidos haloacéticos (HAAs) y carbón orgánico disuelto (DOC) en el agua potable de Atenas, usando un post-filtro adsorbedor de GAC. El agua fue tratada a través de las siguientes etapas: preclorinación, coagulación, floculación, sedimentación, filtración rápida con arena y postclorinación, a continuación el agua era almacenada y posteriormente era pasada por un postfiltro-adsorbedor rápido por gravedad de GAC. Las conclusiones de dicho estudio fueron que el GAC era más efectivo en la remoción de DOC y THMs y menos con HAAs.

En Nicaragua la mayoría de las Plantas de Tratamiento de Agua Potable usan sistemas convencionales para potabilización del agua cruda, en estas plantas es común usar altas dosis de cloro para compensar algunas deficiencias en las diferentes etapas de tratamiento lo que conlleva al aumento de la formación de subproductos de la desinfección originados por la reacción de la NOM y el cloro. Debido al riesgo a la salud que presentan los subproductos de cloración de la materia orgánica, es necesaria su eliminación previa al proceso de desinfección, Oxenford (1996).

Existe otro tratamiento como la filtración por membrana que remueve materia orgánica significativamente pero este tratamiento es muy difícil de ser implementados en Nicaragua debido al alto costo económico en la adquisición y mantención de los equipos. Por lo que una alternativa es mejorar el proceso de coagulación-floculación-sedimentación para

incrementar la remoción de materia orgánica natural. Una investigación en la cual se usó un tipo de coagulación denominada flóculos preformados fue la realizada por Bose y Reckhow (2007), encontrándose que este tipo de coagulación adsorbió un poco más del 40% de las sustancias húmicas, esto demuestra la gran importancia que tiene la coagulación para la remoción de NOM en el agua.

Debido a todo lo antes descrito este trabajo de investigación consistió en investigar dos tipos de coagulación. El primer tipo de coagulación fue la de flóculos preformados de hidróxido de aluminio preparados a partir de agua sintética a la cual se le adicionó ácido húmico como sustituto de la NOM, el segundo tipo de coagulación fue la obtención de agua sintética precoagulada que luego fue re-coagulada nuevamente. Los decantados de ambos tipos de coagulación fueron utilizados para aplicar carbón activado granular (GAC) en procesos de adsorción discontinuo y continuo. El agua sintética se preparó en concentraciones de 1-7 mg/L para tomar el rango de NOM presente en las aguas naturales. Esta investigación permitió también determinar cual de los tratamientos o combinaciones de tratamientos evaluados disminuían en mayor grado la presencia de materia orgánica natural y como consecuencia la formación de trihalometanos (THMs) era mucho menor.

Se espera que los conocimientos generados en esta investigación sirvan a ENACAL (Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados) o cualquier entidad no gubernamental interesada de tener opciones para la reducción de la NOM en beneficio de la población Nicaragüense.

1.2 Objetivos

Objetivo General

Determinar la capacidad que tienen el carbón activado granular para la remoción de Materia Orgánica Natural en agua que ha sido sometida a un proceso de coagulación con flóculos preformado y doble coagulación.

Objetivos Específicos

Evaluar que tipo de coagulación es mejor para la remoción de los precursores de los subproductos de la desinfección en agua sintética.

Valorar la eficiencia del carbón activado granular en la remoción de materia orgánica natural al utilizar dos procesos: continuo y discontinuo.

Estimar la formación de Trihalometanos después del proceso de desinfección al agua que ha sido tratada previamente por coagulación y carbón activado granular.

CAPÍTULO II

Marco Teórico

2.1 Introducción

El agua sin duda constituye un recurso humano indispensable, ya que alimenta y sustenta todas las cosas vivientes. Por lo menos 400 millones de personas en el mundo viven en regiones donde el agua es escasa. Se presume que para el año 2050 habrá 4 billones de personas en el planeta. Se cree que por lo menos 5 millones de personas mueren cada año debido a enfermedades relacionadas con la carencia de agua (PNUD, 2007). El bajo suministro de agua potable que se ha proyectado podría resultar en el desastre natural más devastador que la historia haya podido registrarse si no se hace algo para impedirlo. Entre los principales desafíos globales del siglo XXI relacionados con el medio ambiente se encuentra el recurso agua.

Nicaragua es un país rico en recursos hidrológicos, no obstante gran parte del agua superficial esta contaminada por lo que no se puede utilizar directamente como suministro de agua potable. La contaminación se debe a que los afluentes domésticos no tratados y desechos industriales están siendo depositados cada vez más en los ríos y áreas costeras con muy poca o sin ningún tratamiento. Existe muy poca regulación de las descargas de desechos y como disponer adecuadamente de ellas.

Nicaragua es uno de los países más pobres del hemisferio occidental, posee una de las tasas más altas de crecimiento poblacional de América Latina. El acceso al suministro de agua y la sanidad no es adecuada, particularmente en la parte este del país en donde la población esta esparcida. Esta inapropiada distribución de los servicios de agua contribuye a crear condiciones pobres de vida, enfermedades y un alto índice de mortalidad (PNUD, 2007).

Con los abundantes recursos hídricos que tiene el país, se puede decir que existe suficiente cantidad de agua para abastecer las demandas, pero lo que no existe es la administración apropiada para desarrollar y mantener los requerimientos de suministro de agua. Los

mayores problemas en la administración del suministro de agua son la falta de un sector nacional encargado de velar verdaderamente por los recursos hídricos de Nicaragua.

2.2 Características del Agua

Las características físicas, químicas y microbiológicas del agua son los parámetros que determinan la calidad del agua. La presencia de materia orgánica, sustancias químicas y microorganismos patógenos en el agua de consumo humano representa un alto riesgo para la salud de las personas, en vista de que muchas de ellas pueden ser tóxicas, acumulativas y carcinogénicas, por esto la importancia de asegurar una excelente calidad del agua potable para prevenir enfermedades.

2.2.1 Características Físicas

Turbiedad

La turbiedad es la expresión de la propiedad óptica de la muestra que causa que los rayos de luz sean dispersados y absorbidos en lugar de ser transmitidos en línea recta a través de la muestra. La turbiedad en el agua puede ser causada por la presencia de partículas suspendidas y sustancias disueltas como gases, líquidos y sólidos tanto orgánicos como inorgánicos, con un ámbito de tamaños desde el coloidal hasta partículas macroscópicas.

La transparencia del agua es muy importante cuando está destinada al consumo del ser humano, a la elaboración de productos destinados al mismo y a otros procesos de manufactura que requieren el empleo de agua con características específicas, razón por la cual, la determinación de la turbiedad es muy útil como indicador de la calidad del agua.

Temperatura

La temperatura es una medida del calor o energía térmica de las partículas en una sustancia. Esta no depende del número de partículas en un objeto y por lo tanto no depende de su tamaño.

La temperatura del agua afecta las unidades de tratamiento tales como la mezcla rápida, floculación, sedimentación, filtración y desinfección, además de que a temperaturas altas acelera la corrosión de tuberías. A temperaturas bajas, la viscosidad del agua aumenta y esto conlleva a una velocidad menor de sedimentación de los sólidos debido a la resistencia que brindan la viscosidad al movimiento descendente de las partículas.

Color

Las causas más comunes del color del agua son la presencia del hierro, manganeso coloidal o en solución; el contacto del agua con desechos orgánicos, hojas, madera, raíces, etc., en diferentes estados de descomposición, y la presencia de taninos, ácido húmico y algunos residuos industriales. El color natural en el agua existe principalmente por efectos de partículas coloidales cargadas negativamente; debido a esto; su remoción puede lograrse con ayuda de un coagulante de una sal de un ion metálico trivalente como el Al^{+3} o el Fe^{+3} .

Dos tipos de color se reconocen en el agua; el color verdadero, o sea el color de la muestra una vez que su turbiedad ha sido removida, y el color aparente que incluye el color de la sustancia en solución y coloidales y también el color debido al material suspendido. En general, el término color se refiere al color verdadero del agua y se acostumbra a medirlo conjuntamente con el pH. La unidad del color es el color producido por un mg/L de platino, en la formación de un ión cloro-platinado.

Conductividad

La conductividad eléctrica en el agua es la capacidad que tiene esta de permitir el paso de la corriente eléctrica a través de sí. La conductividad está relacionada con la presencia de sales en solución, cuya disociación genera iones positivos y negativos capaces de transportar la energía eléctrica si se somete el líquido a un campo eléctrico. Estos conductores iónicos se denominan electrolitos o conductores electrolíticos. Es por esto que la conductividad depende de la concentración de total de sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se haga la determinación.

Sólidos

Todos los contaminantes del agua, con excepción de los gases disueltos, contribuyen a la "contenido de sólidos". Pueden ser de naturaleza orgánica y/o inorgánica ó proveniente de las diferentes actividades domésticas, comerciales e industriales. La definición generalizada de sólidos es la que se refiere a toda materia sólida que permanece como residuo después de haber sido sometida al proceso de evaporación y secado a una temperatura de 103°C a 105°C. Los sólidos disueltos están relacionados con el grado de mineralización del agua ya que son iones de sales minerales que el agua ha conseguido disolver a su paso. Están relacionados con la conductividad del agua ya que un aumento de estos iones aumenta la capacidad conductiva en el agua.

Olor y Sabor

El olor del agua obedece fundamentalmente a la presencia de sustancias orgánicas generadas por el plancton (compuestos orgánicos generados por la actividad de bacterias o algas, vegetación en putrefacción y desechos, producto de las actividades económicas).

Las alteraciones del sabor normal del agua de un sistema de abastecimiento, pueden ser un indicio de cambios de la calidad de la fuente de agua natural o deficiencias del tratamiento. Por razones estéticas, el agua de consumo humano debe estar exenta de olor y sabor. La

eliminación de los olores puede realizarse con procesos como la aireación, adición de carbón activado y otros tratamientos.

Partículas Coloidales

El agua puede contener una variedad de impurezas, solubles e insolubles; entre estas últimas destacan las partículas coloidales, las sustancias húmicas y los microorganismos en general. Tales impurezas coloidales presentan una carga superficial negativa, que impide que las partículas se aproximen unas a otras y que las lleva a permanecer en un medio que favorece su estabilidad. Para que estas impurezas puedan ser removidas, es preciso alterar algunas características del agua, a través de los procesos de coagulación, floculación, sedimentación (o flotación) y filtración, estos procesos se describirán posteriormente.

En términos generales, los denominados coloides presentan un tamaño intermedio entre las partículas en solución verdadera y las partículas en suspensión. En la Figura 2.1 se ilustra sobre el tamaño aproximado de las partículas y su distribución. Es necesario hacer notar, que en el caso de los coloides, sus dimensiones las define la naturaleza de los mismos.

Las suspensiones coloidales están sujetas a ser estabilizadas y desestabilizadas. Entre las fuerzas de estabilización o repulsión se pueden mencionar las siguientes:

- La carga de las partículas.
- La hidratación, que generalmente es importante para los coloides hidrofílicos.

Los factores de atracción o desestabilización son los siguientes:

- El movimiento Browniano. Este movimiento permite que las partículas entren en contacto, lo que constituye un requerimiento para la desestabilización.

- La fuerza de Van der Waals. Es un factor muy importante, pues constituye la principal fuerza atractiva entre las partículas coloidales. Estas fuerzas siempre atractivas, que decrecen rápidamente con la distancia, se deben a la interacción de dipolos permanentes o inducidos en las partículas.

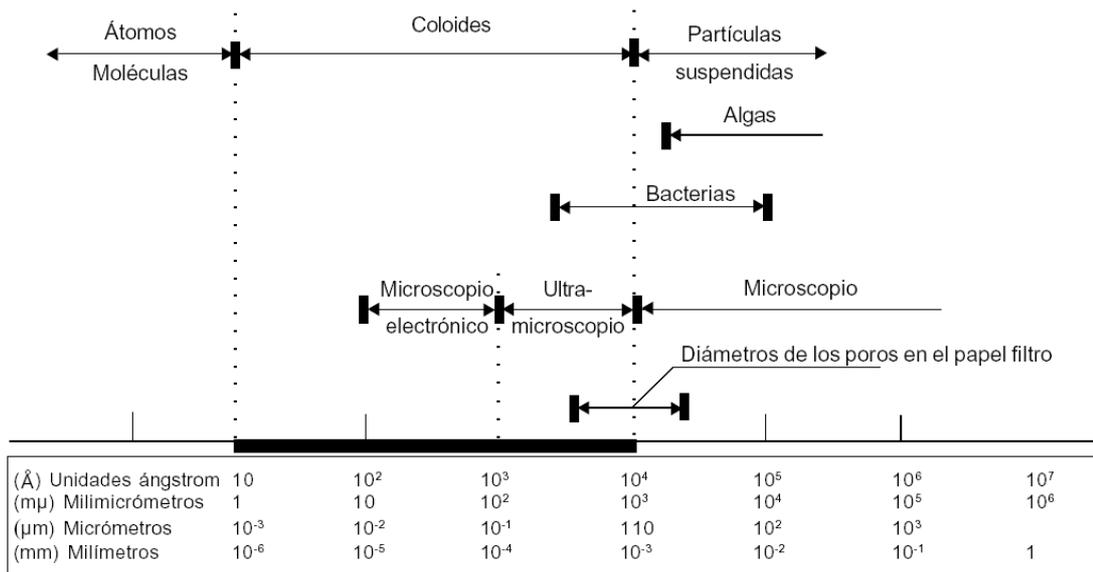


Figura 2.1 Distribución del tamaño de las partículas en el agua.

Tomado de: bvsde.per.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/cuatro.pdf

2.2.2 Características Químicas

pH

El pH juega un papel importante en los procesos de tratamiento como coagulación, desinfección por cloro, ablandamiento y control de corrosión. Expresa la intensidad de las condiciones ácidas o básicas de una solución cualquiera mediante la concentración del ión de hidrógeno.

Hierro y Manganeseo

El hierro y el manganeseo son dos elementos similares que causan problemas en el abastecimiento del agua potable. El hierro es más común que el manganeseo pero

frecuentemente ocurren juntos. No son peligrosos para la salud humana. Los depósitos de hierro y manganeso se acumulan en los tubos de cañerías, tanques de presión, calentadores de agua y equipo ablandador de agua. Estos depósitos restringen el flujo del agua y reducen la presión del agua.

El hierro existe principalmente como óxido férrico insoluble y sulfuro de hierro, (FeS) pirita. El manganeso existe en el suelo como dióxido de manganeso insoluble.

El agua con hierro y manganeso al ser expuesta al aire, por acción del oxígeno, se hacen turbias e inaceptables estéticamente debido a la oxidación del hierro y el manganeso soluble, en Fe^{+3} y Mn^{+4} , los cuales forman precipitados coloidales, esto es generalmente válido para el hierro cuando el pH es menor que 6 y para el manganeso cuando es menor que 9.

Alcalinidad Total

La alcalinidad del agua puede definirse como su capacidad para neutralizar ácidos, para reaccionar con iones hidrógeno, para aceptar protones o como la medida de su contenido total de sustancias alcalina (OH^- , CO_3^{-2} , HCO_3^- , etc).

Los iones H^+ originado reaccionan con la alcalinidad del agua y por lo tanto, la alcalinidad actúa como buffer del agua en un intervalo de pH en que el coagulante puede ser efectivo. Esta medida es importante para determinar la capacidad corrosiva del agua debido al hidróxido, carbonato e iones de bicarbonato. También son fuente de alcalinidad aniones hidrolizados como fosfatos, silicatos, boratos, fluoruros y sales de algunos ácidos orgánicos.

Amonio

El amonio es producto inicial de la biodegradación de proteínas y sustancias orgánicas que contienen nitrógeno. En altas concentraciones es tóxico. Aguas con valores bajos de pH

presentan alto porcentaje de amonio. Es un indicador de contaminantes y esta muy asociado a la materia orgánica.

Sulfatos

El sulfato (SO_4^{-2}) se encuentra en casi todas las aguas naturales en bajas concentraciones. La mayor parte de los compuestos sulfatados se originan a partir de la oxidación de las menas de sulfato, la presencia de esquistos, y la existencia de residuos industriales. El sulfato es uno de los principales constituyentes disueltos de la lluvia. Una alta concentración de sulfato en agua potable tiene un efecto laxativo cuando se combina con calcio y magnesio, los dos componentes más comunes de la dureza del agua.

Los sulfatos son reducidos por bacterias sulfa-reductoras dando origen ácido sulfhídrico, lo que produce mal olor al agua y disminuye su pH.

Dureza Total

La dureza total de las aguas naturales es producida sobre todo por las sales de calcio y magnesio, y en menor proporción por el hierro, el aluminio y otros metales. La que se debe a los bicarbonatos y carbonatos de calcio y magnesio se denomina dureza temporal y puede eliminarse por ebullición, que al mismo tiempo esteriliza el agua. La dureza residual se conoce como dureza no carbonatada, carbónica o permanente incluye principalmente sulfatos, cloruros, nitratos de calcio y magnesio. Las aguas que poseen esta dureza pueden ablandarse añadiendo carbonato de sodio y cal, o filtrándolas a través de zeolitas naturales o artificiales que absorben los iones metálicos que producen la dureza, y liberan iones sodio en el agua. La escala de dureza expresada como mg/L CaCO_3 es la siguiente:

- Agua ablandada < 100 mg/L
- Medianamente dura 100 - 200 mg/L
- Agua dura de 200 - 300 mg/L

Si el agua de abastecimiento público se encuentra en el rango de 200 - 300 mg/L de CaCO₃, requiere ablandamiento.

Taninos y Ligninas

La lignina es un constituyente de las plantas que a menudo es descartado como un desecho en el proceso de manufactura del papel. Otro constituyente de las plantas, son los taninos, pueden entrar al suministro de agua a través del proceso de degradación de la materia vegetal o desecho de la industria de taninos. Los taninos también son aplicados en el llamado tratamiento interno de agua de hervidores, donde se reduce la formación de incrustación mediante la producción de un lodo más fácilmente manejable. Químicamente los taninos y ligninas contienen grupos hidroxil aromáticos.

2.2.3 Características Microbiológicas

Todos los organismos deben encontrar en su medio ambiente las unidades estructurales y las fuentes de energía necesaria para formar y mantener su estructura y organización. Dichos materiales son llamados nutrientes. Casi todos los organismos vivos requieren de carbono, nitrógeno y otros minerales en concentraciones de trazas para poder sobrevivir.

Los microorganismos patógenos que se encuentran en el agua son de origen:

- Bacterianos (*Salmonellas typha*, *Salmonella paratyphi*, *Vibrio cholera*)
- Virus (Hepatiti A, Polio, Gastrointestinales)
- Protozoos patógenos (*Entamoeba Histolytica*, *Giardia Lambia*, *Naegleria Gruberi*)

Para determinar la presencia de contaminación fecal, se encuentran los organismos coliformes, estos microorganismos no son patógenos y funcionan en el proceso digestivos en los animales de sangre caliente. Los organismos coliformes fecales son una prueba de una contaminación del agua por material fecal humana o de animales. No todos los microorganismo son igualmente nocivos algunos son inocuos y otros son de gran utilidad

para la auto depuración de los ríos y aguas superficiales, es el caso de algunas bacterias aerobias, capaces de degradar prácticamente todos los compuestos orgánicos, disueltos o en suspensión en el agua, pudiendo llegar a convertirlos en los últimos extremos en CO₂, agua y sales inorgánicas, es decir remineralizándolos.

2.2.4 Características de la Materia Orgánica

La materia orgánica natural, NOM, es considerada como el mayor precursor en la formación de los subproductos de la desinfección. Las formas disueltas y coloidales constituyen la principal fracción de NOM en aguas naturales.

Bose y Recknow (2007) señalan que la NOM es una conglomeración de diversos compuestos con propiedades químicas diferentes. Krasner et al. (1996), citado en Bose y Recknow, (2007) expresó que hay tres aproximaciones para la caracterización de la NOM; una aproximación no perturbante, una basada en el aislamiento por fraccionado, y una aproximación basada en cálculos. Mucho de la caracterización de la NOM, estudia lo que parece relacionar las propiedades de la NOM, con su remoción por el proceso de coagulación mejorada, lo que envuelve el fraccionamiento de la NOM en algunas clases de compuestos semi homogéneos.

Un método comprensivo para el fraccionamiento usando la aproximación fraccionamiento-aislamiento es el procedimiento resumido por Leenheer y Noyes (1984) el cual se muestra en la Figura 2.2. Por este procedimiento la NOM puede ser fraccionada en clases de compuestos: ácido fúlvico (FA), ácido húmico (HA), ácidos hidrofóbicos débiles (WHYA), ácidos hidrofílicos (HAA), hidrofóbicos neutrales (HYNs), bases hidrofóbicas (HYB), hidrofílicos neutrales (HNs) y bases hidrofílicas (HB).

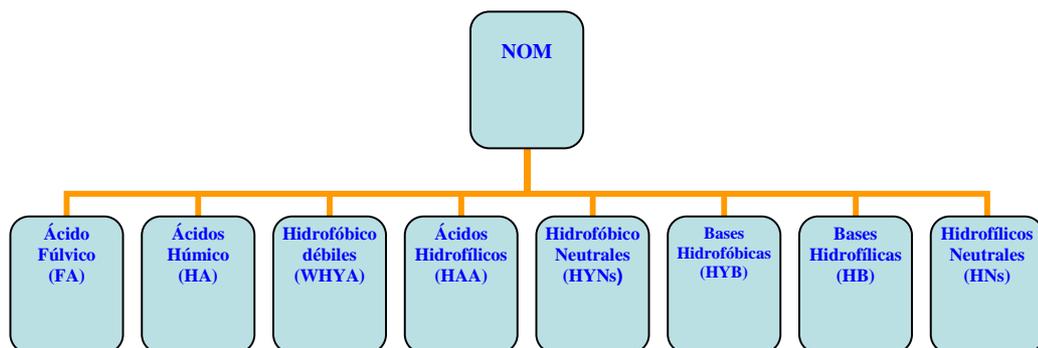


Figura 2.2 Fraccionamiento de la materia orgánica.

Edzwalds (1993) reportó que un agua rica en ácidos húmicos probablemente mostrará una remoción del 70 % de carbono orgánico disuelto (DOC), mientras que una agua dominada por orgánicos no húmicos mostrará una remoción considerablemente menor. Fearing et al. (2004) investigó la remoción de NOM por tratamiento convencional de coagulación reportando remociones por encima del 70 % de las fracciones hidrofóbicas, mientras que solamente el 16 % de la fracción hidrofílica no ácida fue removida. Chow et al. (2005) explica también que la fracción hidrofílica de la materia orgánica natural fue difícilmente removida mediante el tratamiento con sales de aluminio, mientras que los ácidos muy hidrofóbico (VHAs, fracción de NOM) fue fácilmente removida por el tratamiento con aluminio. Matilainen et al. (2005) observó que aproximadamente el 95 % de las sustancias de alto peso molecular fueron removidas en el tratamiento con ambas sales férricas y de aluminio, mientras que en promedio el 10 % de NOM con peso molecular menor del 1000 g/mol fueron removidas.

2.2.4.1 Parámetros Sustitutos de la Materia Orgánica

La características de la materia orgánica varían considerablemente de manera física y química, por lo cual no existe una técnica analítica para identificarla, por lo anterior se recurren a parámetros sustitutos para poder caracterizar la NOM.

Carbón Orgánico Total (TOC)

Este parámetro, es la medida del contenido total de carbono de los compuestos orgánicos presentes en las aguas. Se refiere tanto a compuestos orgánicos fijos como volátiles, naturales o sintéticos, pero no es un parámetro consistente de los precursores de los subproductos de la desinfección porque el TOC no provee una indicación de la aromaticidad, grupo funcional o enlace químico asociado con moléculas orgánicas naturales (Visco et al., 2004). La reactividad de los enlaces químicos y grupos funcionales es probable que sea un factor para explicar el porque, aguas similares en TOC, producen diferentes concentraciones de subproductos de la desinfección.

El Carbono Orgánico Total se ve afectado por diversos parámetros como: la temperatura, salinidad, pH, actividad microbiana y la vegetación circundante. Los valores de TOC son muy variables: desde menos de 1 mg/L en aguas subterráneas y marinas; de 2-10 mg/L en agua de lagos y ríos, hasta rangos por encima de los 10 mg/L en pantanos y humedales. Dentro del TOC se pueden encontrar con diversas fracciones de carbono: El Carbono Orgánico Disuelto (DOC), el no Disuelto (NDOC), el Carbono Orgánico Volátil (VOC) y el no Volátil (NVOC). La determinación de cada una de estas fracciones da una idea de las características de un agua.

Carbón Orgánico Disuelto (DOC)

El DOC es el término utilizado para describir los miles de compuestos disueltos en el agua que se derivan de la materia orgánica. En las aguas naturales, cerca del 50% del carbón orgánico disuelto (DOC) esta compuesto por sustancia húmicas. Niveles de DOC/TOC mayores a 0.5 indican la presencia de materia orgánica en forma soluble y en caso contrario en forma insoluble (Boggs et al., 1985). Es la fracción del TOC que pasa a través de un filtro con un tamaño de poro de 0.45 μm (Clesceri et al., 1998)

Absorción de Luz Ultravioleta (UV₂₅₄)

El principio de este método de absorción ultravioleta es que el constituyente de la materia orgánica absorbe la luz UV en proporción a su concentración. La absorción de UV₂₅₄ indican las concentraciones de moléculas orgánicas con grupos aromáticos. La medición de la muestra debe ser previa a la adición de un desinfectante u oxidante ya que el oxidante reaccionan con los compuestos orgánicos y dividen los enlaces dobles que absorben la luz UV.

Absorción Ultravioleta Específica (SUVA)

Este método es un indicador del contenido húmico del agua. El valor SUVA representa la fracción relativa de los componentes aromáticos en la NOM que exhibe una mayor absorbancia UV. Este parámetro se calcula al dividir la absorción UV con una longitud de onda de 254 nm con el DOC contenido en el agua y se multiplica por 100. El principio de este método es que los constituyentes de la absorción UV absorberán luz UV en proporción a su concentración.

2.3 Normas de Calidad

Se denomina agua potable al agua bebible en el sentido que puede ser consumida por personas y animales, esta no debe contener sustancias o microorganismos que puedan provocar enfermedades o perjudicar nuestra salud. El término se aplica al agua que ha sido tratada para su consumo humano según estándares de calidad determinados por las autoridades locales e internacionales. Las normas regionales CAPRE (2000) son las que regulan los valores recomendados y máximos admisibles para la potabilización del agua en Nicaragua. También se toma en cuenta las regulaciones de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 1999), que de igual manera controlan las características del agua. Las normas CAPRE y de la USEPA se muestran en el Anexo A.

2.4 Tratamiento de Agua para Potabilización

La Potabilización del agua ocurre a través de etapas seleccionadas que eliminan impurezas o sustancias extrañas en el agua. Este proceso de tratamiento puede ser de origen físico, químico o biológico (convencional).

Nicaragua cuenta con sistemas de tratamiento convencionales, los cuales pueden comprender las siguientes etapas: mezclado, coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección.

2.4.1 Mezcla Rápida

La mezcla rápida es una operación empleada en el tratamiento del agua con el fin de dispersar diferentes sustancias químicas y gases. En las plantas de purificación de agua el mezclador rápido tiene generalmente el propósito de dispersar rápida y uniformemente el coagulante a través de toda la masa o flujo de agua. Esta operación puede efectuarse mecánica o hidráulicamente en tanques especiales, en secciones de otros tanques, en sistemas de tuberías, canaletas parshall, vertedero rectangulares, mezcladores mecánicos en líneas, rejillas difusoras y chorros químicos.

2.4.2 Coagulación

Se utiliza para la eliminación de sustancias encontradas en el agua en forma coloidal, la decantación por gravedad, no resulta del todo efectiva, se requiere el aporte de compuestos que faciliten esta acción.

El coagulante se utiliza para desestabilizar la carga exterior de las partículas coloidales aplicando la energía de mezclado, evitando la repulsión entre ellas, y favoreciendo las reacciones que generarán coágulos de mayor densidad, lo que acelera su decantación. En este proceso los coagulantes cancelan las cargas eléctricas sobre la superficie del coloide

permitiendo la aglomeración y la formación de flóculos. Estos flóculos inicialmente son pequeños, pero se juntan y forman aglomerados mayores capaces de sedimentar.

2.4.2.1 Factores que influyen en el Proceso de Coagulación

- El tipo de coagulante: Se selecciona el tipo de coagulante basado en su habilidad para desestabilizar partículas y crear un flóculo que pueda ser removido por los procesos físicos subsecuentes. Las sales de aluminio y de hierro son típicamente usadas como coagulantes primarios, porque son trivalentes y forman las especies hidrolizadas insolubles que desestabilizan el material cargado negativamente en aguas naturales que llevan partículas en suspensión.
- Contenido, tipo de color y turbiedad: La mayor o menor cantidad de coloides, sustancias disueltas dan origen al color presente en el agua.
- La dosis de coagulante: Está relacionada con la turbiedad a ser removida. La dosis óptima es la que reduce la mayor cantidad de turbiedad, color y contenido bacteriológico presente en el agua.
- Características del agua como: La alcalinidad total, contenido de hierro, materia orgánica natural, etc.
- El tiempo de mezcla rápida y floculación: Existe un tiempo óptimo en cada caso, con el cual se obtiene la mayor remoción de turbiedad, color y materia orgánica natural.
- Agitación: Cuando la agitación a la que se somete el agua durante la floculación es demasiado baja, la formación de flóculos disminuye, dificultando la decantación y acortando las carreras en los filtros. Si la agitación es muy violenta los flóculos formados se quiebran rápidamente en partículas menores, produciendo un retardo en la decantación.
- La temperatura: Las temperaturas altas favorecen la coagulación. El consumo de coagulante es mayor cuando se tienen temperaturas bajas.

2.4.2.2 Mecanismos de Coagulación

Como las partículas coloidales, las sustancias húmicas y algunos microorganismos presentan una carga negativa en el agua, lo cual impide la aproximación de las mismas. En el tratamiento del agua es necesario alterar esta fuerza iónica mediante la adición de sales de aluminio o de hierro o de polímeros sintéticos que provoquen el fenómeno de coagulación.

A continuación se detallará el mecanismo de coagulación de captura en un precipitado de hidróxido metálico o captura por barrido, debido a los tipos de coagulación que fueron aplicadas en la presente investigación.

Captura en un precipitado de Hidróxido Metálico o captura por Barrido

El mecanismo de barrido, definido por O'Melia, (1969) como (sweep coagulation), explica que la dosis de un coagulante de sales metálicas en solución como el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 excede el producto de solubilidad de sus hidróxidos metálicos como el $\text{Al}(\text{OH})_3$ y el $\text{Fe}(\text{OH})_3$, produciendo una precipitación rápida de los hidróxidos gelatinosos que explica el fenómeno de remoción de la turbiedad. A continuación se detallará las etapas de este mecanismo de coagulación:

- Hidrólisis de los iones metálicos multivalentes y su consecuente polimerización hasta llegar a especies hidrolíticas multinucleadas.
- Adsorción de las especies hidrolíticas en la interfaz de la solución sólida para lograr la desestabilización del coloide.
- Aglomeración de las partículas desestabilizadas mediante un puente entre las partículas que involucra el transporte de estas y las interacciones químicas.
- Aglomeración de las partículas desestabilizadas mediante el transporte de las mismas y las fuerzas de Van der Waals.
- Formación de los flóculos.

- Precipitación del hidróxido metálico.

Algunas de estas etapas ocurren secuencialmente. Otras coinciden parcialmente y otras incluso pueden ocurrir simultáneamente. Se puede suponer que las diferentes etapas de la reacción pueden resultar controlables en un cierto porcentaje, bajo diversas condiciones químicas.

Este tipo de mecanismo, es ampliamente utilizado en las estaciones de tratamiento donde la floculación y la sedimentación anteceden a la filtración, pues los flóculos resultantes son de mayor tamaño y presentan velocidades de sedimentación relativamente altas, en comparación con los que se obtienen con la coagulación por adsorción-neutralización.

En este caso, la presencia de otros aniones, aparte de los hidróxidos, particularmente el sulfato, es efectiva para aumentar la velocidad de precipitación. Por otro lado, puesto que las partículas coloidales pueden servir como núcleos para formar precipitados, un aumento en la concentración de partículas coloidales puede favorecer la precipitación.

2.4.2.3 Coagulantes Utilizados

Los coagulantes son productos químicos que al adicionar al agua son capaces de producir una reacción química con los componentes químicos del agua, especialmente con la alcalinidad del agua para formar un precipitado voluminoso, muy adsorbente, constituido generalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se está utilizando. Los principales coagulantes utilizados para desestabilizar las partículas y producir los flóculos son:

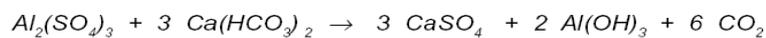
- Sulfato de Aluminio
- Aluminato de Sodio
- Cloruro de Aluminio
- Cloruro Férrico
- Sulfato Férrico

- Sulfato Ferroso
- Polielectrolitos (como coadyuvante de floculación)

Siendo los más utilizados las sales de aluminio y de hierro. El sulfato de aluminio puede estar en forma sólida o líquida. La forma sólida se presenta en placas compactas, gránulos de diversos tamaños y polvo. Su fórmula teórica es $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$. El sulfato de aluminio (Alumbre) es el más utilizado en las plantas de tratamiento de agua por su bajo costo y manejo relativamente sencillo.

Cuando se adiciona estas sales al agua se producen una serie de reacciones muy complejas donde los productos de hidrólisis son más eficaces que los iones mismos; estas sales reaccionan con la alcalinidad del agua y producen los hidróxidos de aluminio o hierro que son insolubles y forman los precipitados. Las principales reacciones del sulfato de aluminio con la alcalinidad del agua se presentan a continuación.

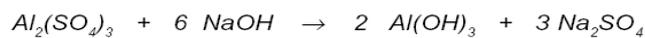
Sulfato de aluminio (líquido o sólido):



Sulfato de aluminio + cal:



Sulfato de aluminio + soda cáustica:



Sulfato de aluminio + carbonato sódico:

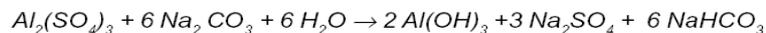
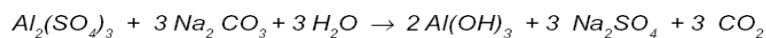


Figura 2.3 Reacciones del sulfato de aluminio.

Tomado de: www.bvsde.per.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/cuatro.pdf.

2.4.3 Floculación

La floculación es la agitación de masa de agua coagulada para promover el crecimiento del microflóculo recién formado en el proceso de la coagulación, hasta alcanzar un mayor

tamaño y peso necesario para su posterior remoción mediante sedimentación o filtración. Esta etapa es influenciada por fuerzas físicas y química tales como las cargas eléctricas de las partículas, la capacidad de intercambio, el tamaño y la concentración del flóculo, el pH, la temperatura del agua y la concentración de los electrolitos.

2.4.4 Sedimentación

Es el asentamiento por gravedad de las partículas sólidas contenidas en el agua. Se realiza en depósitos anchos y de poca profundidad. La sedimentación se emplea para eliminar los sólidos más pesados sin necesidad de tratamiento especial, mientras mayor sea el tiempo de reposo, mayor será el asentamiento y consecuentemente la turbiedad será menor haciendo el agua mas transparente. El reposo prolongado natural también ayuda a mejorar la calidad del agua debido a la acción del aire y los rayos solares; mejora el sabor y el olor, oxida el hierro y elimina algunas sustancias.

2.4.5 Filtración

En general la filtración es la operación final que se realiza en una planta de tratamiento de agua y por consiguiente es la responsable de la producción de agua de calidad, en esta etapa se eliminan materias en suspensión; se pueden retener ciertas bacterias, quistes etc., pero por si solos no garantizan la potabilidad del agua. Aunque gran parte de la turbiedad y el color son removidos por la coagulación y la sedimentación, una cierta cantidad de flóculos pasa a través del tanque de sedimentación y requiere su remoción, por ello, para lograr la clarificación final se usa la filtración a través de medios porosos; generalmente dichos medios son arenas y antracitas.

La filtración depende de una combinación compleja de mecanismo físicos químicos; siendo el mecanismo de adsorción el más importante ya que el agua pasa a través del lecho del filtro, las partículas suspendidas hacen contacto y son adsorbidas sobre la superficie de los granos sobre el material previamente depositado.

2.4.6 Desinfección

En esta última etapa tiene como objetivo eliminar los organismos patógenos que pueda llevar el agua, garantizando así sanitariamente su consumo. Por lo que las aguas potables de consumo público, deberán contener a lo largo de toda la red de distribución, y en todo momento, cloro residual libre o combinado, u otros agentes desinfectantes, en las concentraciones que determine la administración de la Planta Potabilizadora. La desinfección del agua puede conseguirse por diversos medios físicos o químicos los cuales se resumen a continuación:

- La ebullición: Es un método físico que se utiliza para obtener un agua perfectamente desinfectada.
- Los rayos ultravioleta: La eficacia de esta técnica esta estrechamente ligada a la calidad del agua que va a ser tratada. Es utilizada en casos particulares. Además este tratamiento no tiene efecto residual, por otra parte no genera ningún subproducto.
- Los procesos químicos: Se utilizan una serie de reactivos como: el cloro y sus derivados, ozono junto con el dióxido de cloro. Todos ellos formadores de subproductos de la desinfección.

2.4.6.1 Subproductos de la Desinfección

El cloro ha sido el principal desinfectante de los abastecimientos de agua desde hace prácticamente un siglo. Su empleo nunca fue discutido y los beneficios derivados de su empleo han sido incuestionables ya que ha ayudado a reducir las grandes epidemias y brotes de enfermedades hídricas. Sin embargo, Rook, (1974) en Holanda usando cromatografía de gases y espectrometría de masa, puso en evidencia que el cloro reacciona con ciertas sustancias orgánicas conocidas como precursores que se encuentran en algunas aguas y producen sustancias potencialmente perjudiciales a la salud humana, a estos se les denominó subproductos de la desinfección, DBPs.

Se han hecho una gran cantidad de estudios epidemiológicos desde 1974 que repetidamente han mostrado una asociación entre el consumo del agua clorada, o exposición a ella, y cáncer de colon e hígado (AWWA, 1990 y Yang et al, 1998). También estudios toxicológicos han revelado que THMs, HAAs y otros DBPs son cancerígenos o provocan efectos adversos en la reproducción o el desarrollo de animales de laboratorios (AWWA, 1990 y WHO, 2004)

La clase y cantidad de subproducto depende de varios factores como son el tipo de desinfectante usado, concentración del desinfectante, la naturaleza de los precursores en el agua, tiempo de contacto, dosis y tipo de coagulante aplicados, pH, temperatura y concentración de bromuros.

La agencia de protección medioambiental de estados unidos USEPA, fijó en 1999 ciertos valores guías para algunos subproductos de la desinfección, que se incluye en la Tabla 2.1. Siendo los principales subproductos los trihalometanos (THMs) y ácidos haloacéticos (HAAs) los que se encuentran en mayor concentraciones en el agua potable.

La mejor manera de disminuir la formación de DBPs es reducir la materia orgánica natural presente en el agua cruda a través de procesos tales como: optimización de las etapas de coagulación-floculación, adsorción con carbón activado granular o algún polímero, o por filtración con membranas.

Tabla 2.1 Subproducto de la desinfección (DBPs).

Subproducto de Desinfección	Concentración Media (µg/L)	Concentración Máxima (µg/L)
Trihalometanos		
Cloroformo	25	240
Bromodiclorometano	9.5	90
Dibromoclorometano	1.6	36
Bromoformo	< 0.2	7.1

Ácido Haloacético		
Acido Dicloroacético	15	74
Acido Tricloroacético	11	85
Acido Bromocloroacético	3.2	49
Acido Monocloroacético	1.3	5.8
Acido Dibromoacético	< 0.5	7.4
Acido Monobromoacético	< 0.5	1.7
Haloacetronilo		
Dicloroacetronitrilo	2.1	10
Bromoacetronitrilo	0.7	4.6
Bromocloroacetronitrilo	0.6	1.1
Dibromoacetronitrilo	< 0.5	9.4
Tricloroacetronitrilo	< 0.02	0.02

Tomado de: USEPA, 1999.

2.4.6.2 Trihalometanos (THMs)

Los trihalometanos constituyen un grupo de compuestos orgánicos, que como su nombre lo indica, se considera por su nomenclatura como derivados del metano (CH_4), en cuya molécula, tres átomos de hidrógeno han sido sustituidos por igual número de halógenos (cloro, flúor, bromo o yodo).

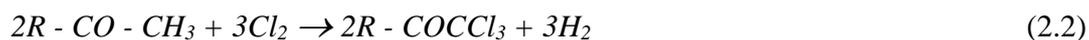
En relación con la contaminación del agua potable, el problema hasta el momento se ha ceñido a la presencia de cuatro miembros del grupo que son: Cloroformo (CHCl_3), bromodiclorometano (CHBrCl_2), dibromoclorometano (CHBr_2Cl) y bromoformo (CHBr_3).

Formación de Trihalometanos

La formación de los trihalometanos, durante la desinfección del agua con el cloro libre, obedece a un complicado mecanismo, por el cual las especies químicas que el halógeno forma con el agua, reaccionan con los derivados del humus que ese medio habitualmente contiene.



El fenómeno de la formación de trihalometanos se puede representar a través de la siguiente reacción:



Ocurriendo posteriormente una reacción de hidrólisis:



Los factores que influyen en la formación y concentración de THMs son:

- Temperatura: Al aumentar la temperatura mayor es la posibilidad de formación de THMs.
- Efecto del pH: La formación de trihalometanos es mayor al incrementar el valor del pH del agua debido a la acción catalítica del haloformo.
- Cloro residual: La concentración de trihalometanos aumenta en forma directa con la concentración residual del cloro.
- Precursores orgánicos o sustancias húmicas: Cuando en el agua existe gran cantidad de derivados del humus mayor será la posibilidad de formación de trihalometanos.

- Concentración de bromo (Br) en agua: El bromo es un constituyente natural del agua, reacciona con el cloro para formar ácido hipobromoso y a su vez éste reacciona con los precursores orgánicos.
- Tiempo de contacto del cloro: La concentración de trihalometanos aumenta al incrementar el tiempo de contacto de la materia orgánica con el cloro.

2.5 Proceso de Adsorción

La adsorción corresponde a la transferencia de una molécula de la fase líquida hacia la fase sólida. El fenómeno de adsorción se debe a la instauración del campo de fuerzas en la superficie del adsorbente, es decir es originado por la existencia de un exceso de energía libre superficial. Las partículas del sólido que se encuentran en la superficie del adsorbente, a diferencia de las que están en el seno del sólido, se caracterizan por la existencia de niveles insaturados de electrones, creando sobre la superficie un potencial de fuerzas (Ramalho, 1983). La adsorción de un soluto se efectúa según una sucesión de cuatro etapas cinéticas:

- Transferencias del soluto desde el seno de la fase líquida hacia la película líquida que rodea el adsorbente. Esta transferencia se hace por difusión y/o convección.
- Transferencia del soluto a través de la película líquida hacia la superficie del adsorbente.
- Difusión del soluto en el grano bajo los efectos del gradiente de concentración.
- Adsorción propiamente dicha. Este fenómeno corresponde al sistema de más baja energía y se caracteriza por las interacciones soluto-soporte, que pueden ser de dos tipos: la adsorción física (fisiosorción) que se basa en las fuerzas intermoleculares débiles (Van der Waals o electrostática), cuyos efectos son reversibles, y la adsorción química (quimiosorción) que se basa en las fuerzas de naturaleza covalente, cuyos efectos son casi siempre irreversibles. La existencia de tales enlaces supone la presencia de sitios reactivos. Siempre intervienen simultáneamente los dos fenómenos, pero la fisiosorción parece ser el mecanismo preponderante.

2.5.1 Características del Carbón Activado

El Carbón Activado es posiblemente el medio más comúnmente usado para la adsorción, se produce por el calentamiento de sustancias carbonáceas o bases de celulosa en ausencia de aire. Tiene una estructura porosa, y su aspecto es similar al carbón o a la turba. Se encuentra disponible en forma granular, en polvo o en bloque.

El carbón activado se usa para remover o reducir varios agentes químicos como el cloro y otras fuentes contaminantes que crean problemas que afectan el sabor, color y olor del agua.

Según Karanfil et al. (1999) el carbón activado es un adsorbente microporoso que puede ser producido de una variedad de materiales carbonáceos, incluyendo, madera, carbón, lignina, concha de coco y azúcar. Sus propiedades de adsorción resultan de su alta área superficial, microporos, y amplia variedad de grupos funcionales. La estructura del carbón activado es comparada a las de los átomos de carbono que están ordenados en pilas paralelas de capas hexagonales, extensivamente con uniones cruzadas y hexagonalmente enlazados. Algunos heteroátomos, incluyendo el oxígeno, hidrógeno, nitrógeno, y otros, pueden ser encontrados en la matriz de carbón activado, en la forma de átomos simples y/o grupos funcionales. Ellos están químicamente conectados a los átomos de carbono con valencias insaturadas que están localizados en las brechas de los planos basales (Snoeyink, 1967; Pan, 1996). El oxígeno es el heteroátomo dominante en la matriz del carbón, y la presencia de grupos funcionales, tales como, carboxilo, carbonilo, fenoles, enoles, lactosas, y quinonas han sido postulados por Leon y Leon, (1994). Los grupos funcionales superficiales influyen en las propiedades y reactividad de los carbones activados. Algunas técnicas, incluyen tratamientos térmicos, oxidación, aminación e impregnación con varios compuestos inorgánicos, están disponibles para modificar la actividad de los carbones. Esas modificaciones pueden cambiar la reactividad de la superficie tanto como la estructura y propiedades químicas del carbón.

También Karanfil et al. (1999) menciona que la adsorción de compuestos orgánicos por carbón activado es controlada por dos interacciones principales: Primero, interacciones físicas incluyendo efectos de exclusión de tamaño y microporosidad. La exclusión de tamaño

puede controlar el acceso de las moléculas a los poros más finos donde mayormente está localizada, el área superficial de adsorción. Su impacto es primordialmente una función de la accesibilidad al área superficial del adsorbente, lo cual es gobernado por la distribución relativa de los tamaños de los poros y las moléculas. Este es un fenómeno especialmente importante para mezcla de macromoléculas orgánicas, tales como la materia orgánica natural (NOM). Aunque la exclusión de tamaño reduce la asimilación de macromoléculas por adsorción, la naturaleza de los microporos del carbón activado tiene un impacto positivo en la adsorción de pequeñas moléculas. Con todos estos factores siendo iguales, y asumiendo que el adsorbato y la superficie del carbón activado son químicamente compatibles, es tal que la energía es mayor en los microporos. Como el ancho de los poros se aproxima a las dimensiones del adsorbato, se hacen posibles las coincidencias de múltiples puntos de contactos y fuerzas superficiales. Por lo tanto, incrementando la microporosidad se espera incrementar la adsorción de moléculas de bajos pesos moleculares. Segundo, interacciones químicas implica la naturaleza química de la superficie, del adsorbato y del solvente. Ellas pueden ser significantes tanto para pequeños como grandes compuestos orgánicos. Las interacciones hidrofóbicas relacionan primordialmente a la compatibilidad entre el adsorbato y el solvente. En adición a la adsorción, fuerzas de dispersión no específicas, el adsorbato puede especialmente interactuar con la superficie del carbón, incluyendo los planos basales de electrones, electrodos desapareados localizados en las brechas de los planos bases terminales, y la superficie de los grupos funcionales. Tales grupos pueden influenciar la polaridad de la superficie y su interacción con el solvente. Es más, tales mecanismos de sorción pueden ser influenciados por la composición del agua fundamental para los adsorbatos ionizables; por ejemplo, las interacciones electrostáticas pueden ser influenciadas por el pH y la fuerza iónica.

CAPÍTULO III

Metodología

Este capítulo presenta la metodología que fue llevada a cabo en la presente investigación. Se explica la preparación del agua sintética, el estudio de la influencia de los dos tipos de coagulación, y la aplicación del carbón activado granular (GAC) en procesos discontinuo y continuo.

3.1 Método de Investigación

La presente investigación consistió en un estudio a nivel de laboratorio, para la determinación del tipo de tratamiento óptimo coagulación-adsorción con GAC que removiera más precursores de los Trihalometanos, y otros parámetros físico-químicos (Tabla 3.1).

Por consiguiente el método utilizado es del tipo “Cuantitativo” ya que éste es el usado para analizar e identificar cantidades en el caso de una investigación de campo o experimental.

Se designó la simbología siguiente a los tipos de coagulación para facilitar el análisis de los resultados, la simbología es la siguiente:

A. Cruda:	Agua Cruda
CP:	Flóculos Preformados
CP1:	Flóculos Preformados y Adsorción discontinua
CP2:	Flóculos Preformados y Adsorción continua
DC:	Doble Coagulación
DC1:	Doble Coagulación y Adsorción discontinua
DC2:	Doble Coagulación y Adsorción continua

3.2 Tipo de Investigación

La investigación se tipifica como experimental por lo que se realizó un análisis sistemático de las variables en estudio en muestras de aguas sintéticas, por lo tanto el tipo de investigación que se efectuó fue “descriptiva”.

3.3 Población y Muestra

Se utilizó agua sintética ya que el estudio fue a escala de laboratorio y se necesitaba controlar las concentraciones de la materia orgánica. Se hicieron 8 corridas: 4 corridas con coagulación de flóculos preformados (CP), y 4 corridas con doble coagulación (DC). Se tomaron alícuotas de cada jarra de las diferentes corridas para simular el proceso discontinuo de adsorción con carbón activado granular. Además se seleccionó la mejor jarra en cada corrida en base a la que removiera mayor contenido de carbono orgánico disuelto (DOC) y se simuló el proceso de filtración en columna con carbón activado granular (proceso de adsorción continuo). Las concentraciones de ácido húmico en el agua sintética fueron 1, 3, 5 y 7 mg/L para tomar en consideración los valores de ácido húmico en aguas naturales el cual es de 2-10 mg/L (Mallevalle, 1996).

3.4 Técnicas de Recolección de Datos

Las técnicas de recolección de datos son procedimientos operativos de calidad que concretan su aplicación a un ensayo o una actividad particular. Estos procedimientos tienen como objetivo la determinación de las características fisicoquímicas que tiene un agua en particular. A continuación en la Tabla 3.1 se reflejan los métodos que se utilizaron para la determinación de dichas características. Toda la metodología está descrita en el Standard Methods for Water and Wastewater Examination, (Clesceri et al., 1998) y en el Manual HACH DR 5000.

Tabla 3.1 Técnicas de Recolección de Datos.

Variable	Unidades	Procedimiento
Parámetros Físicos		
Turbiedad	NTU	Turbidímetro HACH 2010
Color	mg/L Pt-Co	Método HACH 8025
Temperatura	°C	SM 2550B. Método para Laboratorios
Conductividad	μS/cm	SM 2510. Conductivímetro HACH CO150
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	Conductivímetro HACH CO150
Parámetros Químicos		
Alcalinidad	mg/L	SM 2320B. Método de Titulación
Dureza	mg/L	SM 2340B. Método de Titulación
pH	mg/L	pHmetro
Sulfatos	mg/L	Método HACH 8051
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	Método HACH 10054
SUVA	L/mg·m	Métodos requeridos para DOC y UV ₂₅₄
Carbono Orgánico Disuelto (DOC)	mg/L	Método HACH 10129
Taninos y Lignina	mg/L	Método HACH 8193
Cloro Residual	mg/L	Método HACH 8021. Método DPD
Trihalometanos (THMs)	μg/L	Método HACH 10132. Método THM Plus

3.5 Preparación del Agua Sintética

El agua sintética debe simular las propiedades del agua natural y es por ello que se debe de asegurar una fuerza iónica de 0.01 M, para ello se adicionó 40 mg de KNO₃, 150 mg de arcilla, 140 mg de CaCO₃ por litro de agua. Las concentraciones de las sustancias antes mencionadas se mantuvieron constante durante la fase experimental, variándose solo la concentración de ácido húmico en 1, 3, 5 y 7 mg/L. El ácido húmico se disolvió en una porción de agua y se filtró la solución al vacío con un filtro Whatman de fibra de vidrio de 0.47 μm.

Después de preparada el agua sintética se mezcló por 1 hora para asegurar la dispersión de todos los compuestos en el agua, después se ajustó el pH a 7 con NaOH 0.5 M o H₂SO₄ 0.1 M según fuese el caso.

3.6 Tipos de Coagulación

En la presente investigación se trabajó con dos tipos diferentes de coagulación, una es llamada coagulación con flóculos preformados (CP) y la otra es doble coagulación (DC). A continuación se explican cada una de ellas.

3.6.1 Coagulación con Flóculos Preformados (CP)

Para la preparación de los flóculos preformados, se adicionó 300 ml de una solución patrón de aluminio (Al₂SO₄*18H₂O) de 10000 mg/L a un litro de solución buffer de agua desionizada a pH 7. El agua fue rápidamente mezclada por 2 minutos a 150 rpm y lentamente mezclada por 30 minutos a 30 rpm usando un equipo de prueba de jarra. Los flóculos formados después de 30 minutos de mezclado lento fueron transferidos en diferentes volúmenes (10, 20, 30, 40, 50 y 60 mL) a las distintas jarras que contenían 2 litros de agua sintética para realizar el proceso de coagulación en el equipo de jarras bajo condiciones de mezcla completa. El agua sintética con los volúmenes de flóculos preformados adicionados se mezcló rápidamente a 100 rpm por 1 minuto y posteriormente a 30 rpm por 30 minutos. Después se dejó sedimentar el agua (agua sintética + flóculos preformados) en las jarras por 30 minutos. La capa sobrenadante del agua de cada jarra fue la utilizada para determinar los diferentes parámetros a medir (Tabla 3.1).

3.6.2 Doble Coagulación (DC)

Para obtener el agua con doble coagulación, se usaron también jarras de 2 litros de capacidad y a estas se les llenó con el agua sintética, se procedió posteriormente a hacer el primer proceso de coagulación (agua precoagulada) variando la dosis de coagulante desde 10 a 80 mg/L de Al₂SO₄*18H₂O. Se mezcló el agua primeramente a 150 rpm por 2 minutos y

después a 30 rpm por 30 minutos, posteriormente se dejó sedimentar por 1 hora. El agua sobrenadante de cada jarra, se volvió a coagular usando dosis de $\text{Al}_2\text{SO}_4 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ desde 10 a 90 mg/L. Se usó una mezcla rápida de 1 minuto a 100 rpm y una mezcla lenta de 30 minutos a 30 rpm. Después de lo cual se dejó sedimentar el agua contenida en las diversas jarras por 1 hora. Inmediatamente se tomaron alícuotas para determinar los parámetros especificados en la Tabla 3.1 y así seleccionar la jarra de agua que tuviera la más alta remoción de DOC y determinar de esta forma cual fue la dosis óptima de coagulante.

Después de terminado el proceso de coagulación-floculación-sedimentación para los casos de coagulación antes descritos se tomaron 100 mL de líquido sobrenadante de la jarra seleccionada con mayor remoción de DOC y se le adicionó una concentración de NaOCl de 2 mg/L para simular el proceso de desinfección, dejando reaccionar el agua con el NaOCl por 1 hora; y a continuación se le determinó la concentración de THMs formados y el cloro residual.

3.7 Carbón Activado

El carbón activo granular se utilizó en el proceso discontinuo de adsorción en un recipiente mezclado y para simular el proceso de filtración usando una columna rellena con carbón activo granular (proceso continuo). A continuación se explica cada uno de estos procesos.

3.7.1 Proceso Discontinuo de Adsorción

Se tomaron alícuotas de 100 mL de la jarra con mayor remoción después de terminado el proceso de coagulación-floculación-sedimentación. La alícuota de 100 mL se colocó en un erlenmeyer al cual se le adicionó 2 mg de carbón activado, el erlenmeyer se colocó en un baño termostático a 25°C con agitación constante hasta que alcanzaran el equilibrio. Las características del carbón Sigma-Aldrich tipo Darco® son: tamaño de partícula de 80-100 mesh, volumen del poro en base seca de 0.95 ml/g y área superficial de 600 m²/g.

Para determinar la capacidad dinámica de adsorción del GAC en la concentración de materia orgánica una vez alcanzado el equilibrio se utilizó la Ecuación 3.1.

$$A_d = \frac{(C_i - C_e)V}{M} \quad (3.1)$$

Donde:

- A_d : Capacidad dinámica de adsorción de DOC (mg/g)
- C_i : Concentración inicial de DOC (mg/L)
- V : Alícuota de cada experimento (L)
- M : Masa de carbón activado utilizada en cada prueba (g)
- C_e : Concentración de DOC en el equilibrio (mg/L)

3.7.2 Proceso Continuo de Adsorción

El agua que ha sido coagulada previamente se transportó hacia una columna rellena de carbón activado usando una bomba peristáltica Watson. La columna de vidrio tiene una longitud de 39.5 cm, diámetro de 20 mm. El carbón activado se colocó en la columna a una altura de 25 cm para dejar espacio a la capa de agua que era filtrada. A la salida de la columna se colocó fibra de vidrio para evitar que escapen partículas fina de carbón activado. La velocidad de filtración se mantuvo constante a 3.44 m/h. El caudal pasado por la columna fue de 0.00027 m³/h, esto aseguró un tiempo mínimo de contacto del lecho vacío de 12 minutos como recomienda AWWA/ASCE (1998). Para este experimento en columna se utilizó el mismo tipo de carbón activado granular usado en el proceso discontinuo. Antes de llenar la columna con GAC, este se lavó con agua destilada y se secó en un horno a 103.5°C por 24 h. El GAC se mantuvo en el desecador antes de ser usado.

La capacidad dinámica de adsorción (A_d) del GAC se calculó al conocer la adsorción de DOC en el volumen total de carbón activado; la Ecuación 3.2 se uso para ello. C_i y C_e representan las concentraciones del afluente y el efluente respectivamente, en mg/m³, Q es el flujo volumétrico m³/min, τ es el tiempo de residencia en minutos y V es el volumen de carbón activado en m³.

$$A_d = \frac{(C_i - C_e) \cdot Q \cdot \tau}{V} \quad (3.2)$$

Para calcular el porcentaje de remoción de los diferentes parámetros a medir en las diferentes etapas, se hará uso de la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C_{\text{inicial}} - C_{\text{final}}}{C_{\text{inicial}}} \times 100 \quad (3.3)$$

Donde:

C_{inicial} : Concentración inicial del analito

C_{final} : Concentración final de analito después de pasar por cada proceso

CAPÍTULO IV

Análisis de Resultados

En este capítulo se muestran los resultados de las experimentaciones realizadas para cumplir con los objetivos de esta investigación. Se presenta primeramente la comparación de los tipos de coagulación evaluadas, después los resultados de usar carbón activado granular de forma continua y discontinua. Posteriormente se estima la concentración de trihalometanos. Las comparaciones se hicieron en función de los parámetros más importantes enlistados en la Tabla 3.1.

4.1 Comparaciones de los Tipos de Coagulación

La comparación se hace presentando primeramente las características físicas, químicas y orgánicas.

4.1.1 Características Físicas

Color y Turbiedad

La Figura 4.1 muestra el comportamiento del color y turbiedad en cada una de las combinaciones de tratamiento y a las diferentes concentraciones de ácido húmico (1, 3, 5 y 7 mg/L) estudiadas. En estas figuras se aprecia que ambos tipos de coagulaciones y de adsorción remueven significativamente color y turbiedad con valores que van de 98% hasta un 100% de remoción. Esto se debe a que el agua posee principalmente carácter poco hidrofóbico siendo sus compuestos de bajo peso molecular y por tanto el color y la turbiedad son más fáciles de adsorber en los hidróxidos de aluminio y en el GAC.

En la Tabla 4.1 se explica como fueron disminuyendo el color y la turbiedad después de cada proceso utilizado.

Tabla 4.1 Variación de color y turbiedad.

	A. Cruda	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L							
Color (mg/L)	21.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turbiedad (NTU)	151.0	2.0	1.0	0.3	1.0	1.0	0.5
Ácido Húmico 3 mg/L							
Color (mg/L)	30.5	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turbiedad (NTU)	68.0	3.0	2.0	0.3	1.0	1.0	0.5
Ácido Húmico 5 mg/L							
Color (mg/L)	73.5	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turbiedad (NTU)	72.5	1.0	0.5	0.4	0.0	0.0	0.0
Ácido Húmico 7 mg/L							
Color (mg/L)	111.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.0	1.0
Turbiedad (NTU)	96.5	1.0	1.0	0.7	2.0	1.0	0.5

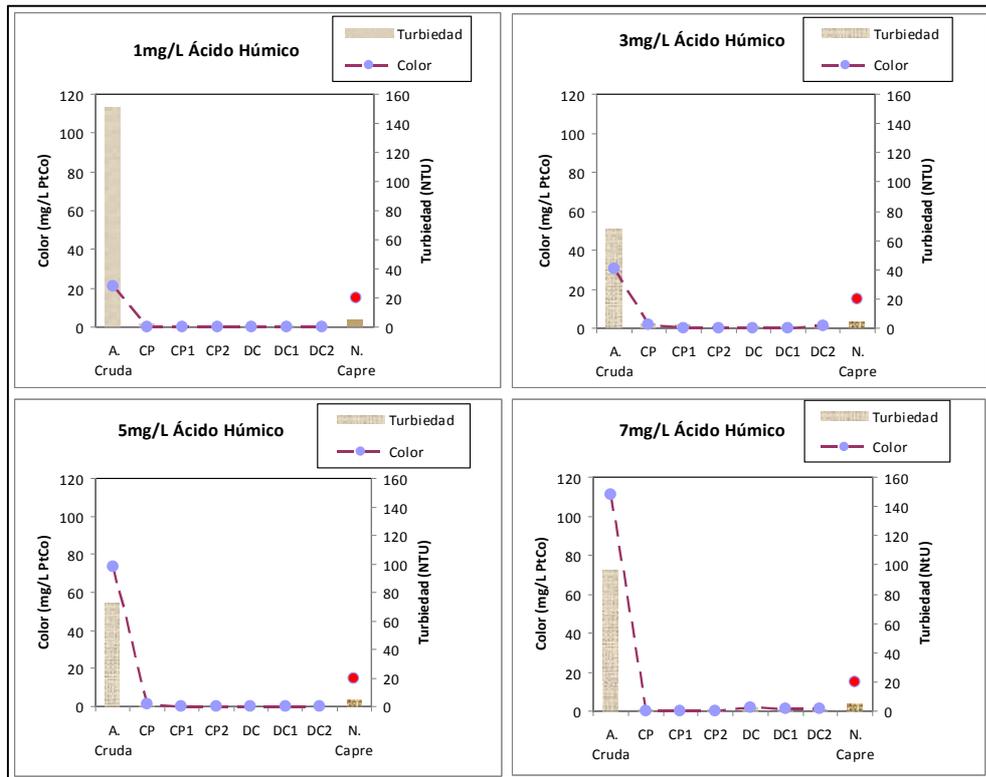


Figura 4.1 Variación del color y turbiedad en función del tipo de coagulación y concentración de ácido húmico.

Así mismo se puede observar que a medida que aumenta la concentración de ácido húmico así disminuyen la presencia de ambos parámetros en el agua después de ser tratada, con la excepción cuando se experimentó con la concentración del ácido húmico de 7 mg/L.

También puede notarse que la doble coagulación (DC) remueve más color y turbiedad que la coagulación con flóculos preformados (CP). Remociones adicionales son obtenidas en el proceso de adsorción sobre todo en la adsorción continua. El color y la turbiedad presentan valores por debajo de los valores normados por CAPRE (2000) (15 y 5 mg/L respectivamente) después de ambos tratamientos.

Sólidos Totales Disueltos y Conductividad

Los sólidos totales disueltos y la conductividad muestran un comportamiento similar entre ambos (Figura 4.2), los resultados revelan una tendencia a incrementar de ambos parámetros en la coagulación con flóculos preformados y proceso discontinuo (CP1) y en la coagulación con flóculos preformados y proceso continuo (CP2); este aumento posiblemente fue provocado por el remanente de flóculos en suspensión formados previamente y que no lograron sedimentarse, o por sales de aluminio generadas por la adición del coagulante (Alumbre).

Como se puede observar en la Figura y Tabla 4.2 cuando se aplica doble coagulación (DC) ya sea en combinación con adsorción de GAC en proceso discontinuo (DC1) y continuo (DC2) se logran considerables reducciones de STD y conductividad. La excepción es cuando la concentración de ácido húmico fue de 1 mg/L donde la coagulación con flóculos preformados (CP) y sus combinaciones (CP1, CP2) presentan una mejor remoción.

En estos experimentos el agua cruda y las combinaciones de tratamiento presentaron valores menores al valor máximo admisible para la normativa CAPRE (2000), el cual para los STD es de 1000 mg/L y para la conductividad es de 400 μ S/cm.

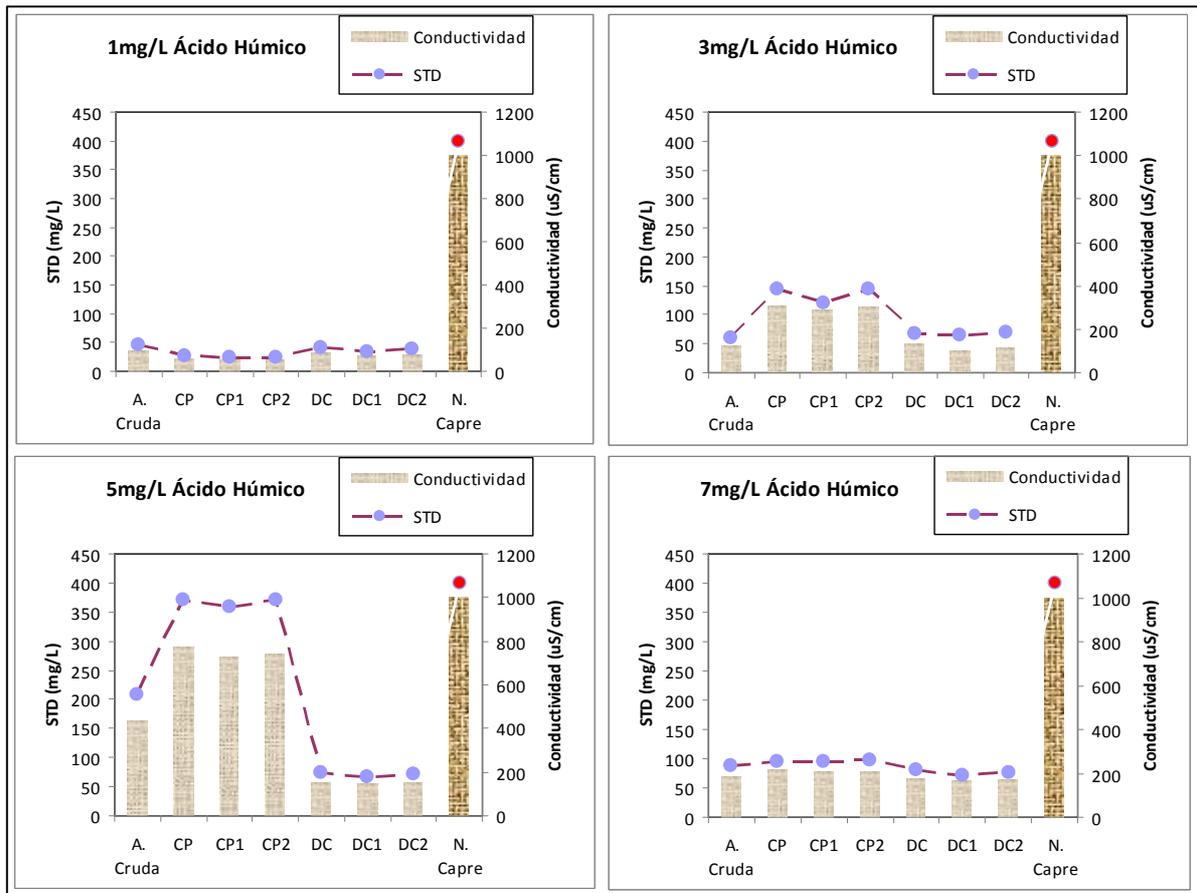


Figura 4.2 Variación de los STD y conductividad en función del tipo de coagulación y la concentración de ácido húmico.

En la Tabla 4.2 se explica la variación de los sólidos totales disueltos y la conductividad después de cada proceso utilizado.

Tabla 4.2 Variación de STD y conductividad.

	A. Cruda	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L							
STD (mg/L)	46.5	27.0	25.0	24.0	40.0	33.0	39.0
Conductividad (µS/cm)	97.1	55.4	48.9	51.3	84.4	70.2	79.0
Ácido Húmico 3 mg/L							
STD (mg/L)	60.0	145.0	120.0	144.0	68.0	66.0	70.0
Conductividad (µS/cm)	122.8	306.0	290.0	303.0	137.4	101.0	115.0
Ácido Húmico 5 mg/L							
STD (mg/L)	209.0	371.0	360.0	370.0	74.0	67.0	71.0
Conductividad (µS/cm)	433.7	771.0	730.0	740.0	155.9	149.0	154.0
Ácido Húmico 7 mg/L							
STD (mg/L)	88.0	96.0	96.0	98.0	81.0	72.0	76.0
Conductividad (µS/cm)	184.1	213.0	208.0	212.0	180.0	165.0	172.0

Temperatura

Los valores de temperatura alcanzados por las diferentes coagulaciones y adsorciones no varían de gran manera, estos comprenden de 20 y 26°C, esto debido a las condiciones ambientales que presentó el laboratorio durante la realización de los experimentos.

Las Normas CAPRE (2000) establecen un rango recomendado para este parámetro entre 18 a 30°C, el cual se cumple durante todas las etapas de los proceso de tratamientos aplicados al agua cruda.

4.1.2 Características Químicas

Dureza Total y Alcalinidad Total

Se puede apreciar en la Figura 4.3 que la valores más altos de alcalinidad total se encuentran en el agua cruda y estos decrece en cada uno de los tratamientos, para cada concentración de ácido húmico, esto se debe a que la coagulación influye directamente en

la alcalinidad total, por el consumo de iones carbonatos CO_3^{-2} y bicarbonatos, HCO_3^- en el agua.

Las mayores disminuciones para alcalinidad total están en la doble coagulación con adsorción por proceso discontinuo (DC1) en las concentraciones de ácido húmico (AH) de 3, 5 y 7 mg/L.

La dureza total muestra un comportamiento similar al de la alcalinidad total obteniendo una disminución de ésta en la doble coagulación (Tabla 4.3) y en sus combinaciones de adsorción en los procesos discontinuos (DC1) y continuos (DC2). Esto se debe a que la dureza total esta compuesta principalmente por bicarbonato de calcio que es la forma más soluble del calcio.

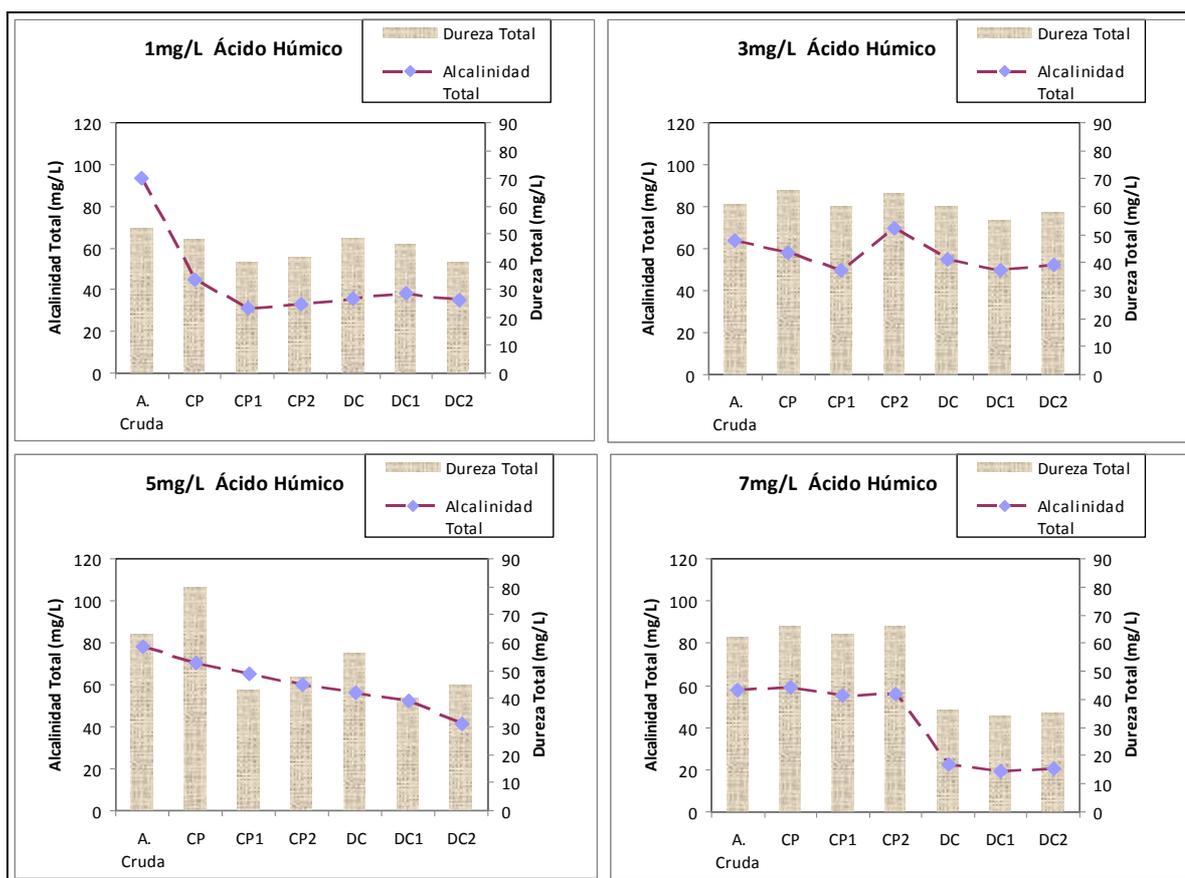


Figura 4.3 Variación de la dureza total y alcalinidad total en función del tipo de coagulación y la concentración de ácido húmico.

Tabla 4.3 Variación de alcalinidad y dureza total.

	A. Cruda	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L							
Alcalinidad (mg/L)	93.6	45.0	31.0	33.0	36.0	38.0	35.0
Dureza (mg/L)	52.0	48.0	40.0	40.0	48.8	46.0	40.0
Ácido Húmico 3 mg/L							
Alcalinidad (mg/L)	63.7	58.0	50.0	70.0	55.0	50.0	52.0
Dureza (mg/L)	61.0	66	60.0	65.0	60.0	55.0	58.0
Ácido Húmico 5 mg/L							
Alcalinidad (mg/L)	77.9	70.2	65.3	60.1	56.0	52.0	41.6
Dureza (mg/L)	63.0	79.6	43.0	48.0	56.0	40.0	45.0
Ácido Húmico 7 mg/L							
Alcalinidad (mg/L)	57.6	58.8	55.0	56.0	22.4	19.3	20.8
Dureza (mg/L)	62.0	66.0	63.0	66.0	36.0	34.0	35.0

Para la alcalinidad total no existe valor guía en la normativa CAPRE (2000), el cual daría una idea de la aceptabilidad de este analito con respecto a los tratamientos realizados. En el caso de la dureza total el valor guía de la normativa CAPRE (2000) es de 400 mg/L CaCO₃ y todos los valores obtenidos resultaron por debajo de dicha norma.

pH

Se puede observar que al aplicarle a cualquiera de los tipos de coagulación la adsorción continua produce una disminución significativa del pH, tal diferencia alcanza valores de casi dos unidades de pH, esto se debe al carácter ácido del GAC usado que neutraliza la baja alcalinidad total residual, lo cual esta en correspondencia con la baja alcalinidad observada en los procesos continuos.

Tabla 4.4 Variación de pH.

	A. Cruda	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L							
pH	7.59	7.21	N.A	6.83	5.03	N.A	3.99
Ácido Húmico 3 mg/L							
pH	7.10	6.54	N.A	5.99	6.97	N.A	6.84
Ácido Húmico 5 mg/L							
pH	7.10	6.98	N.A	6.85	6.92	N.A	6.98
Ácido Húmico 7 mg/L							
pH	7.08	7.05	N.A	7.09	6.40	N.A	5.08

N.A: No analizado.

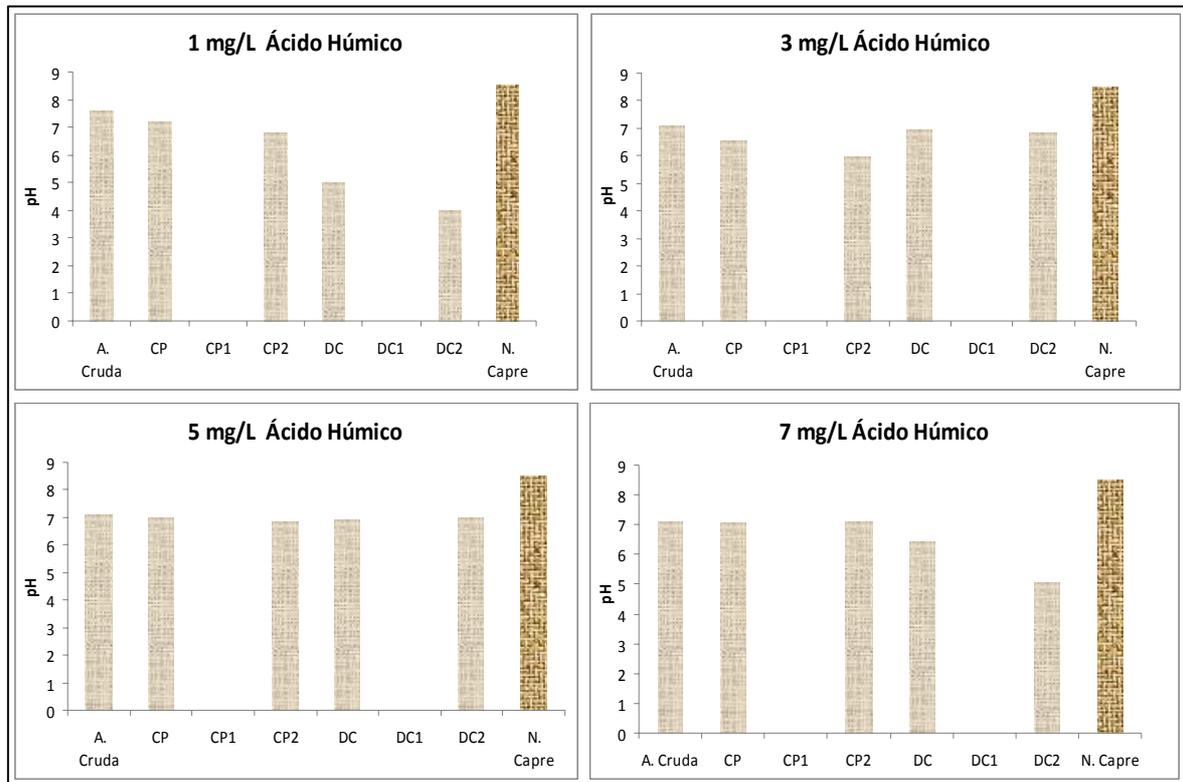


Figura 4.4 Variación del pH en función del tipo de coagulación y la concentración de ácido húmico.

Sulfatos (SO_4^{-2})

La determinación de los sulfatos se llevo a cabo al concluir las dos coagulaciones estudiadas, coagulación con flóculos preformados (CP) y doble coagulación (DC).

Tabla 4.5 Variación del contenido de sulfatos.

	A. Cruda	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L							
Sulfatos (mg/L)	3.5	6.0	N.A	N.A	33.0	N.A	N.A
Ácido Húmico 3 mg/L							
Sulfatos (mg/L)	14.5	65.0	N.A	N.A	17.0	N.A	N.A
Ácido Húmico 5 mg/L							
Sulfatos (mg/L)	12.5	40.0	N.A	N.A	28.0	N.A	N.A
Ácido Húmico 7 mg/L							
Sulfatos (mg/L)	15.5	19.0	N.A	N.A	26.0	N.A	N.A

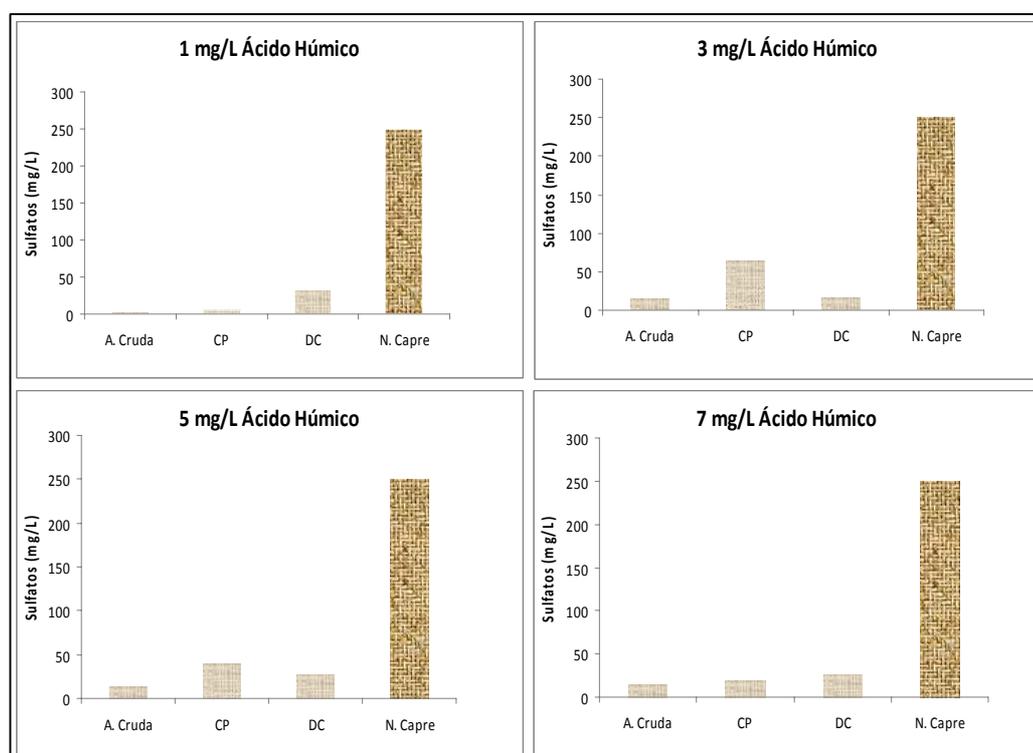


Figura 4.5 Variación del sulfato en función del tipo de coagulación y concentración de ácido húmico.

La Figura 4.5 muestra que los datos de concentración obtenidos son mayores que los del agua cruda, esto debido a la adición de la sal, sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$), la cual aumenta los iones en solución (SO_4^{2-}). Cabe mencionar que estos valores no sobrepasan la normativa CAPRE (250 mg/L).

4.1.3 Características Orgánicas

DOC y UV_{254}

La Figura 4.6 presenta el comportamiento de DOC y UV_{254} , mostrándose una disminución considerable de la materia orgánica aromática para todos los tipos de coagulación analizados. No existen valores guías para estos parámetros en la normativa CAPRE (2000).

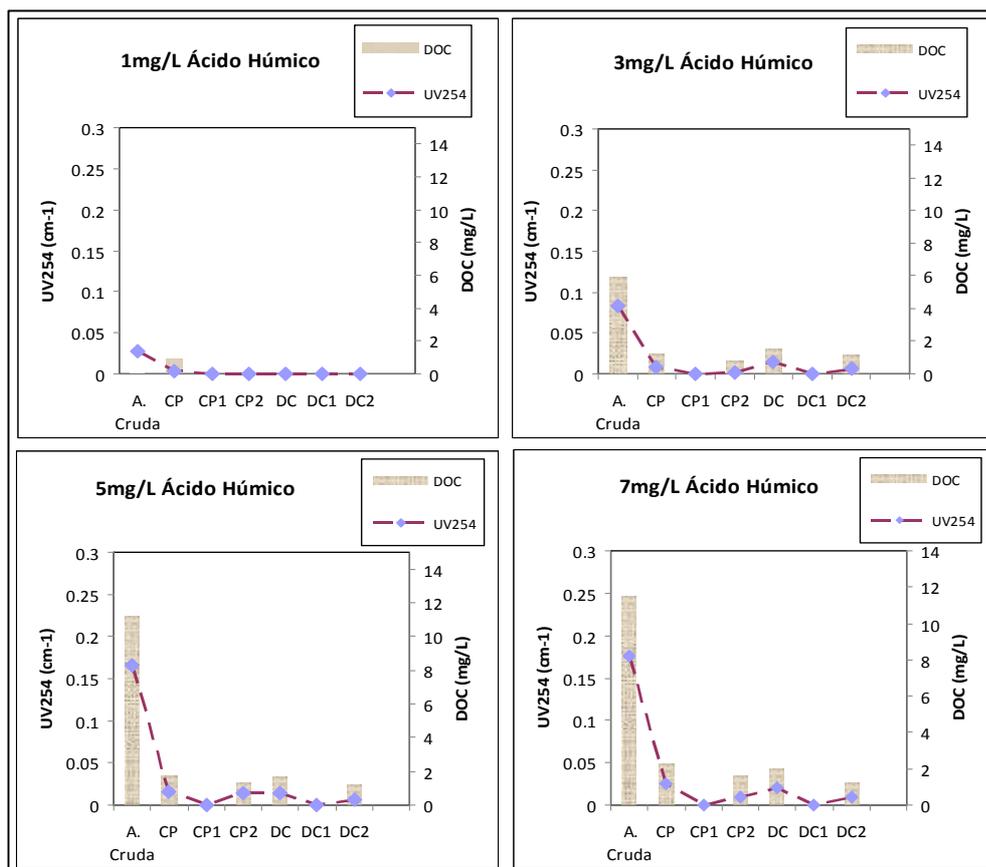


Figura 4.6 Variación de DOC y UV_{254} en función del tipo de coagulación y la concentración de ácido húmico.

Se puede observar en las figura y en la Tabla 4.6 que la coagulación con flóculos preformados y adsorción en proceso discontinuo (CP1) y la doble coagulación con adsorción en proceso discontinuo (DC1) son los tipos de coagulaciones que remueve totalmente la materia orgánica aromática independiente de la concentración de ácido húmico mientras que los otros tipos de tratamientos no remueven completamente la NOM. Esto puede deber a la agitación usada en la adsorción en discontinuo, creando un mayor contacto con los centros de adsorción disponibles en el carbón.

Tabla 4.6 Variación de DOC y UV₂₅₄.

	A. Cruda	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L							
DOC (mg/L)	2.400	0.894	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.027	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ácido Húmico 3 mg/L							
DOC (mg/L)	5.930	1.208	0.000	0.831	1.586	0.000	1.145
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.083	0.008	0.000	0.002	0.014	0.000	0.007
Ácido Húmico 5 mg/L							
DOC (mg/L)	11.180	1.711	0.000	1.334	1.649	0.000	1.145
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.166	0.016	0.000	0.014	0.015	0.000	0.007
Ácido Húmico 7 mg/L							
DOC (mg/L)	11.490	2.278	0.000	1.586	1.963	0.000	1.271
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.176	0.025	0.000	0.010	0.020	0.000	0.009

SUVA

La Figura 4.7 muestra el comportamiento de SUVA, en esta se distingue que la coagulación con flóculos preformados en proceso discontinuo (CP1) y la doble coagulación flóculos preformados proceso discontinuo (DC1), son lo tipos de tratamientos que remueven por completo la fracción relativa de los componentes aromáticos presentes en la NOM.

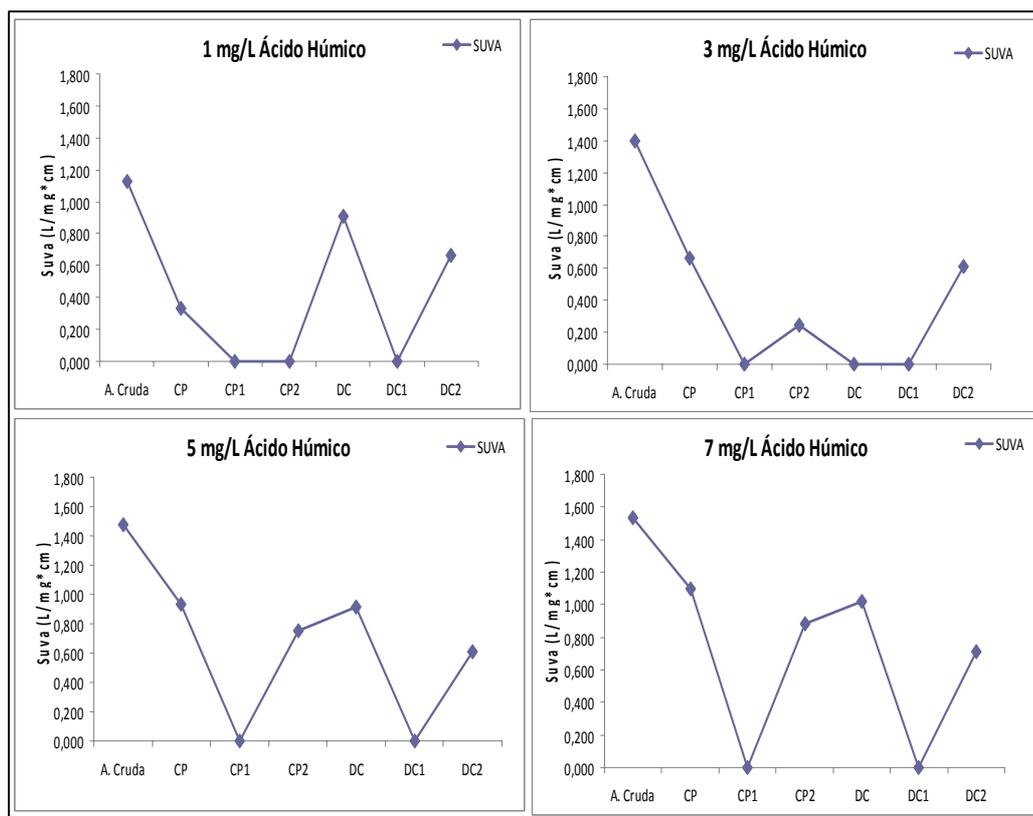


Figura 4.7 Variación del SUVA en función del tipo de coagulación y la concentración de ácido húmico.

Tabla 4.7 Variación del SUVA.

	A. Cruda	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L							
SUVA (L/mg-cm)	1.125	0.336	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ácido Húmico 3 mg/L							
SUVA (L/mg-cm)	1.400	0.662	0.000	0.241	0.000	0.000	0.000
Ácido Húmico 5 mg/L							
SUVA (L/mg-cm)	1.476	0.935	0.000	0.750	0.910	0.000	0.611
Ácido Húmico 7 mg/L							
SUVA (L/mg-cm)	1.532	1.098	0.000	0.883	1.019	0.000	0.708

Los datos obtenidos caracterizan NOM principalmente como poca hidrofóbica y de bajo peso molecular. Es por esta razón que los tipos de coagulación: coagulación con flóculos preformados (CP) y doble coagulación (DC), tienen influencia en la remoción de DOC.

En general todos los valores de SUVA del agua cruda están por debajo de 2 L/mg-cm y según Edzwald y Tobianson (1999) significa que esta agua sería difícil de tratar por coagulación mejorada y el DOC no controla la dosis de coagulante pero los resultados obtenidos demuestran lo contrario, evidenciándose una clara ventaja del uso de coagulación con flóculos preformados (CP), y sobre todo la doble coagulación (DC) ambas complementadas con la adsorción discontinua con GAC.

Taninos y Lignina

En las aguas cruda preparadas los taninos y ligninas presentaron valores de concentración por debajo de 1.0 mg/L, debido a que estos ingresan en grandes concentraciones a los suministros de aguas a través del proceso de degradación de la materia vegetal o desecho de la industria de taninos. Las coagulaciones con flóculos preformados (CP1) y doble coagulación (DC) mostraron ser efectivas en la eliminación total de este parámetro, ya que la remoción de este parámetro fue del 100% en todas las coagulaciones.

4.2 Adsorción con Carbón Activado

En este acápite se presentan el comportamiento mostrado por el carbón activado utilizado en los procesos continuo y discontinuo para las diferentes dosis de ácido húmico utilizados en los ensayos.

La eficiencia de la remoción de los tipos de coagulaciones y el uso de GAC de forma continua y discontinua fue medida en términos de la disminución de DOC como se muestran en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8 Variación del contenido de materia orgánica.

	A. Cruda	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L							
Color (mg/L Pt-Co)	21.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
Turbiedad (NTU)	151.0	2.0	1.0	0.3	1.0	1.0	0.5
DOC (mg/L)	2.400	0.894	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
UV ₂₅₄ . (cm ⁻¹)	0.027	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
SUVA (L/mg-cm)	1.125	0.336	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Taninos y Lignina (mg/L)	0.50	0.00	N.Ap	N.Ap	0.00	N.Ap	N.Ap
Ácido Húmico 3 mg/L							
Color (mg/L Pt-Co)	30.5	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turbiedad (NTU)	68.0	3.0	2.0	0.3	1.0	1.0	0.5
DOC (mg/L)	5.930	1.208	0.000	0.831	1.586	0.000	1.145
UV ₂₅₄ . (cm ⁻¹)	0.083	0.008	0.000	0.002	0.014	0.000	0.007
SUVA (L/mg-cm)	1.400	0.662	0.000	0.241	0.000	0.000	0.000
Taninos y Lignina (mg/L)	0.60	0.00	N.Ap	N.Ap	0.00	N.Ap	N.Ap
Ácido Húmico 5 mg/L							
Color (mg/L Pt-Co)	73.5	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turbiedad (NTU)	72.5	1.0	0.5	0.4	0.0	0.0	0.0
DOC (mg/L)	11.180	1.711	0.000	1.334	1.649	0.000	1.145
UV ₂₅₄ . (cm ⁻¹)	0.166	0.016	0.000	0.014	0.015	0.000	0.007
SUVA (L/mg-cm)	1.476	0.935	0.000	0.750	0.910	0.000	0.611
Taninos y Lignina (mg/L)	0.80	0.00	N.Ap	N.Ap	0.00	N.Ap	N.Ap
Ácido Húmico 7 mg/L							
Color (mg/L Pt-Co)	111.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.0	1.0
Turbiedad (NTU)	96.50	1.0	1.0	0.7	2.0	1.0	0.5
DOC (mg/L)	11.490	2.278	0.000	1.586	1.963	0.000	1.271
UV ₂₅₄ . (cm ⁻¹)	0.176	0.025	0.000	0.010	0.020	0.000	0.009
SUVA (L/mg-cm)	1.532	1.098	0.000	0.883	1.019	0.000	0.708
Taninos y Lignina (mg/L)	0.50	0.00	N.Ap	N.Ap	0.00	N.Ap	N.Ap

N.Ap: No aplica por que se logró una remoción del 100 %.

La Figura 4.8 indica el comportamiento presentado por el carbón activado granular, en la cual se puede apreciar que la remoción de DOC es mayor cuando se trabaja en un proceso discontinuo. Algunas posibles explicaciones de porqué el DOC es removido en menor proporción en el proceso continuo son: la columna de filtración se satura rápidamente con la alta concentración de ácido húmico del agua que es hecha pasar por la columna. Una segunda explicación es que pueda deberse a que otro tipo de material orgánico compite con los sitios disponibles de adsorción del GAC en la columna, el sitio es ocupado y el DOC no puede ser adsorbido. Una tercera explicación es que alguna fracción del material orgánico medido como DOC no es capaz de contactar a las partículas más finas del GAC y por tanto son excluidas.

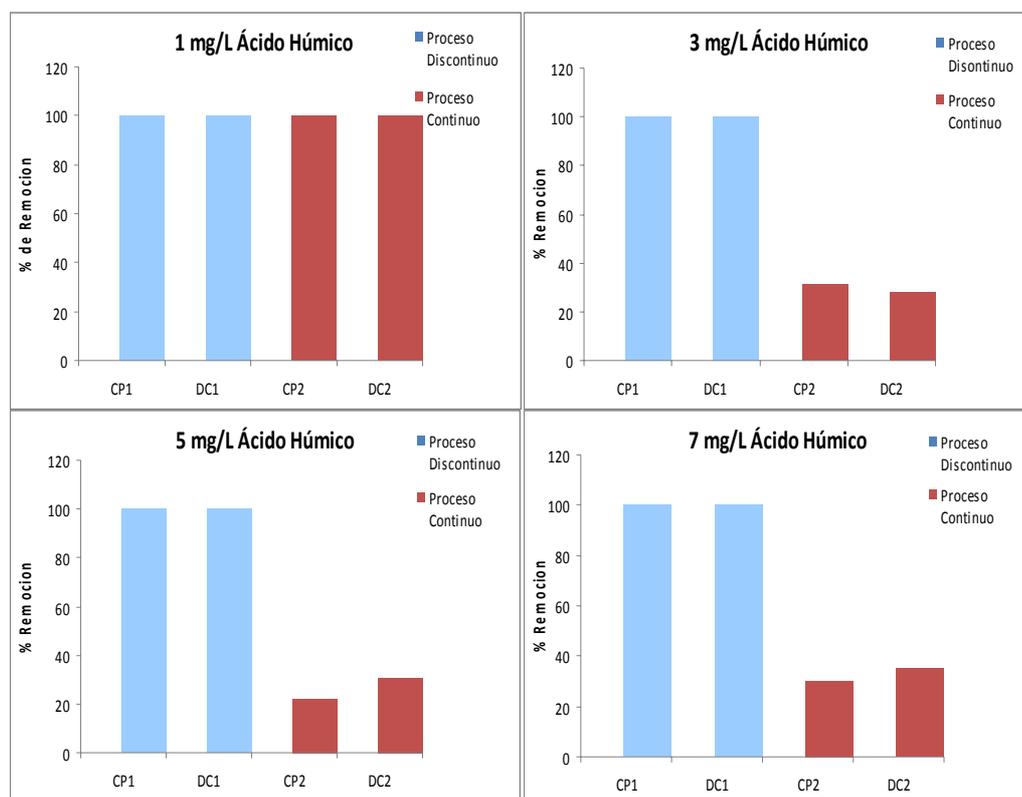


Figura 4.8 Remoción de DOC por adsorción en procesos continuos y discontinuos.

La remoción de DOC fue del 100% cuando se trabajó con el proceso discontinuo para todas las concentraciones de ácido húmico en ambos tipos de coagulaciones (CP1, DC1). En cambio en el proceso continuo las mayores remociones (30.56%, 35.25%) fueron obtenidas

con la doble coagulación (DC2) cuando se aplicó 5 y 7 mg de ácido húmico respectivamente. En cambio con una concentración de ácido húmico de 3 mg/L, la mayor remoción es del 31.21% en la coagulación con flóculos preformados (CP2).

En la Tabla 4.9 muestra los valores de la capacidad dinámica de adsorción (*Ad*) obtenidos en los diferentes ensayos para GAC en el proceso discontinuo y continuo. Puede verse que la capacidad dinámica de adsorción en los procesos discontinuos (CP1 y DC1) es más eficiente que en el proceso continuo, además que la capacidad dinámica de adsorción es proporcional a la concentración de ácido húmico lo cual es debido al tipo de material orgánico el cual es húmico de carga negativa y éste tiene gran habilidad para acceder a los sitios adsorbentes de carga positiva. Esta diferencia con el proceso continuo, posiblemente se debe a la saturación más rápida de los sitios de adsorción del GAC en la columna lo que impide mayor adsorción posteriormente.

Tabla 4.9 Capacidad dinámica de adsorción (*Ad*) de DOC en GAC.

Ácido Húmico (mg/L)	Proceso Discontinuo		Proceso Continuo	
	<i>Ad</i> (CP1)	<i>Ad</i> (DC1)	<i>Ad</i> (CP2)	<i>Ad</i> (DC2)
1	4.685	N.Ap	4.063	N.Ap
3	6.041	7.928	1.716	2.002
5	8.557	8.243	1.714	2.288
7	11.388	9.815	3.144	3.145

4.3 Formación de Trihalometanos

La excelente efectividad que mostraron los diferentes tipos de coagulación se muestran en la Figura 4.9. Como se puede apreciar la poca formación de THMs a pesar de las altas concentraciones de ácido húmico se debe a que la materia orgánica de tipo húmica fue removida considerablemente en los procesos de coagulación y adsorción.

Cuando el agua es tratada sólo con coagulación con flóculos preformados o doble coagulación y posteriormente es desinfectada, la máxima concentración de THMs encontrada fue de 57 µg/L (Tabla 4.10). En cambio cuando se trató con GAC en el proceso discontinuo y continuo las concentraciones de THMs disminuyeron considerablemente,

siendo la máxima concentración de THMs encontrada de 43 $\mu\text{g/L}$. La combinación del tratamiento de coagulación y adsorción hizo que las concentraciones de THMs estuvieran por debajo de los valores guías (460, 80 $\mu\text{g/L}$) de CAPRE (2000) y USEPA (1999) respectivamente.

Baby et al. (2007) recomienda una concentración de DOC de 1 mg/L como criterio para aplicar el proceso de desinfección y asegurar una formación baja de THMs. En este estudio los rangos de concentraciones de DOC fueron (0.000 -1.963 mg/L) en el caso de la doble coagulación (DC) y en la coagulación con flóculos preformados (0.894-2.278 mg/L). En cambio cuando a las aguas procedentes de estas coagulaciones se trataron con GAC como adsorbente en proceso discontinuo, las concentraciones de DOC fueron cero para ambos tipos de coagulaciones (CP1, DC1).

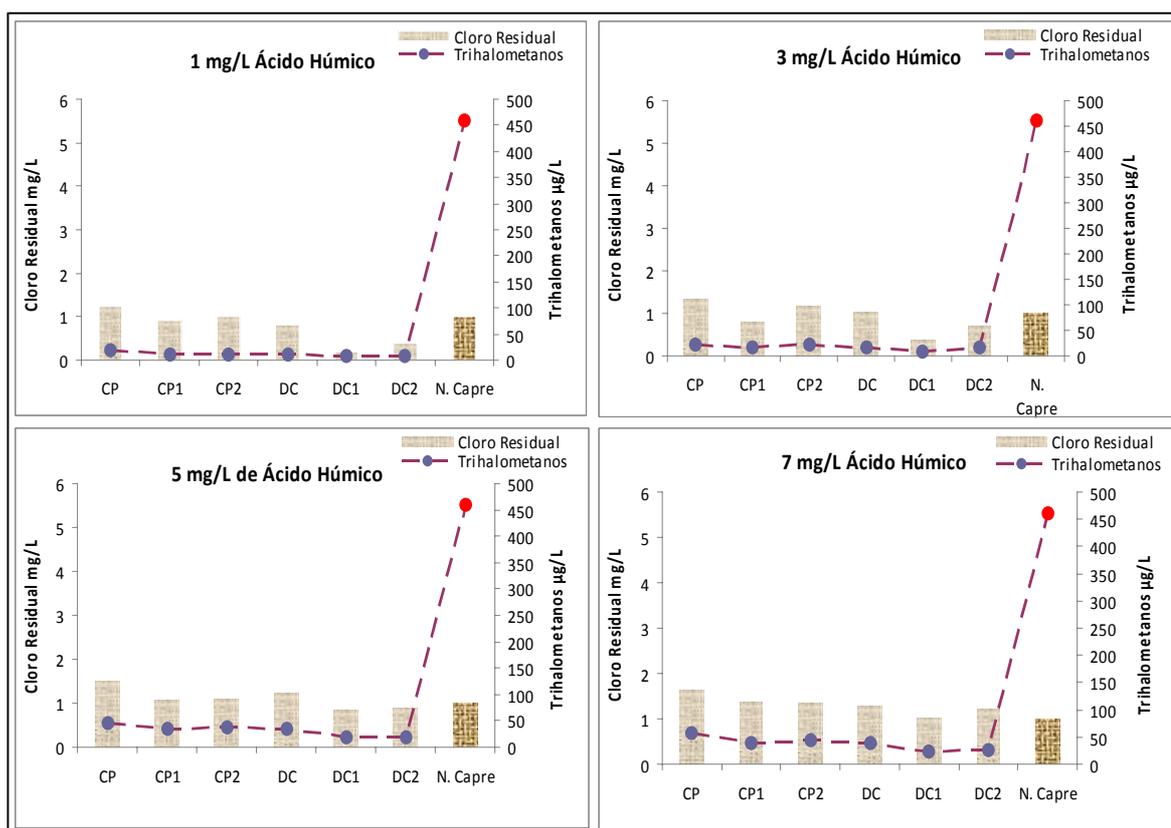


Figura 4.9 Formación de trihalometanos.

Pero para las coagulaciones tratadas con adsorción en proceso continuo, las concentraciones de DOC fueron (0.000-1.586 mg/L) para CP2 y (0.000-1.271 mg/L) para DC2. Es decir que sólo las aguas tratadas con GAC en proceso discontinuo cumplen con el criterio de DOC menor a 1 mg/L para aplicar la cloración en todas las concentraciones de ácido húmico evaluadas.

Debido a que las mayores remociones de material orgánico se dieron cuando se aplicó la doble coagulación así las menores concentraciones de THMs se encontraron cuando se aplicó cloro al agua proveniente de esas coagulaciones (Tabla 4.10). Se puede notar también que el cloro residual varía de acuerdo al tipo de coagulación a que fue sometida el agua, esta variación es influenciada además por el tiempo de contacto del cloro con las muestras que fueron analizadas.

Tabla 4.10 Variación del contenido de THMs y cloro residual.

	CP	CP1	CP2	DC	DC1	DC2
Ácido Húmico 1 mg/L						
THMs (µg/L)	18.00	10.00	11.00	10.00	7.00	9.00
Cloro Residual (mg/L)	1.24	0.90	1.00	0.81	0.18	0.40
Ácido Húmico 3 mg/L						
THMs (µg/L)	23.00	17.00	21.00	18.00	7.00	17.00
Cloro Residual (mg/L)	1.33	0.80	1.16	1.05	0.36	0.69
Ácido Húmico 5 mg/L						
THMs (µg/L)	46.00	35.00	37.00	35.00	19.00	20.00
Cloro Residual (mg/L)	1.51	1.08	1.10	1.23	0.85	0.89
Ácido Húmico 7 mg/L						
THMs (µg/L)	57.00	40.00	43.00	38.00	24.00	26.00
Cloro Residual (mg/L)	1.62	1.38	1.33	1.27	1.03	1.22

CAPÍTULO V

Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

El análisis de los resultados permite establecer que la doble coagulación (DC) remueve más material orgánico que la coagulación con flóculos preformados (CP). Los rangos de remoción de DOC fueron para la DC de 73.25 al 100%, en cambio para la CP los porcentajes fueron 62.75 al 84.70%. La posible explicación de la mayor remoción de DOC con doble coagulación se puede deber a la aplicación de dos veces la coagulación las cuales disminuyen considerablemente más el material orgánico en forma de DOC.

Adicionalmente en el proceso discontinuo de adsorción (CP1, DC1) se lograron remociones del 100% de la materia orgánica aun remanente de ambos procesos de coagulación. En cambio con el proceso continuo de adsorción, se lograron reducciones del 22.03 al 100% para la coagulación con flóculos preformados (CP2), no obstante en la doble coagulación (DC2) se alcanzaron remociones un poco mayores del 27.80 al 100%. Estas remociones son muy bajas en comparación con el proceso discontinuo debido a la saturación de los sitios de adsorción a medida que aumenta la concentración de ácido húmico y al corto tiempo de residencia en el proceso continuo.

La formación de THMs que se dio en el proceso de desinfección después de aplicado los procesos de coagulación y adsorción demuestran que esta combinación es muy eficiente en la remoción de ácido húmico como material orgánico. Ocurriendo la menor formación de THMs cuando se aplico doble coagulación y adsorción discontinua.

La concentración máxima de THMs encontrada fue de 57 $\mu\text{g/L}$ cuando se aplicó solo coagulación con flóculos preformados (CP), y 43 $\mu\text{g/L}$ cuando se trató con el proceso de adsorción continuo (CP2). La concentración máxima de THMs en la doble coagulación (DC) fue de 38 $\mu\text{g/L}$ y 26 $\mu\text{g/L}$ en la doble coagulación con el proceso de adsorción continuo. Ningunas de las concentraciones de THMs encontradas exceden los valores

normados por CAPRE (460 $\mu\text{g/L}$) y USEPA (80 $\mu\text{g/L}$) a pesar de las altas concentraciones de ácido húmico aplicadas.

5.2 Recomendaciones

- Variar la masa de GAC en el proceso discontinuo.
- Variar la velocidad de filtración en el proceso continuo.
- Aplicar los sistemas de coagulación utilizados a muestras de aguas naturales para determinar su efectividad en la remoción de materia orgánica natural.
- Aumentar el tiempo de residencia en la columna de carbón activado granular, pasando varias veces la muestra en estudio y así encontrar la capacidad máxima de adsorción en este sistema.

Referencias

- American Water Work Association (AWWA). Water quality and treatment. 4th Edition. McGraw Hill. USA, 1990.
- Babi, K.G., Koumenides K.M., Nikolaou, A.D., Makri, C.A., Tzoumerkas, F.K. and Lekkas, T.D. (2007). Pilot study of the removal of THMs, HAAs and DOC from drinking water by GAC adsorption. *Journal of Desalination*. 210, 215-224.
- Boggs, S., Livermore, D.G. and Seitz, M. G. (1985). Humic macromolecules in natural-waters. *J. Macromol. Science: Rev. Macromol. Chem. Phys.* C25(4), 599-657.
- Bose, P. and Reckhow, D. (2007). The effect of ozonation on natural organic matter removal by alum coagulation. *Journal of Water Research*. 41, 1516-1524.
- Cantor, K.P., Hoover, R., Hartge, P., Mason, T.J., Silverman, D.T., Altman, R, Austin, D.F., Child, M.A., Key C.R., Marrett, L.D., Myers, M.H., Narayana, A.S., Levin, L.I., Sullivan, J.W., Swanson, G.M., Thomas, D.M. and West, D.W. (1987) Bladder cancer, drinking water source and tap consumption: a case-control study. *Journal of Nat. Cancer Inst.* 79, 1269-1279.
- Castro, S y Gutiérrez, M. (2004). Evaluación de las modificaciones de cuatro factores que influyen en la formación de subproductos de la desinfección después de la aplicación de coagulación mejorada al agua cruda. Universidad Nacional de Ingeniería, Facultad de Ingeniería Química. Recinto Universitario Simón Bolívar. UNI-FIQ-RUSB, Managua, Nicaragua. C.A.
- CAPRE Guidelines. (2000). Regional committee for drinking water institution and sanitation for Central America, Panama and Dominican Republic. 10-3.

Chow, C.W.K., Fabris, R., Drikas, M. and Holmes, M. (2005). A case study of treatment performance and organic character. *Journal of Water Supply Research Technology-AQUA*. 54(6), 385-395.

Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. and Eaton, A.D. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th Edition.

Edwards, J.K. (1993). Coagulation in drinking water treatment: particles, organic coagulants. *Journal of Water Science and Technology*. 27(11), 21-25.

Fearing, D. A., Goslan, E. H., Banks, J., Wilson, D., Hillis, P., Campbell, A.T. and Parsons, S.A. (2004). Staged coagulation for treatment of refractory organics. *Journal of Environmental of Engineering*. ASCE. 130(9), 975-982.

HACH water analysis handbook. www.hach.com

Hinckley A.F., Bachand A.M. and Reif J.S. (2005). Late pregnancy exposures to disinfection byproducts and growth-related birth outcomes. *Journal of Environmental Health Perspective*. 113, 1808-1813.

Karanfil, T., Kitis, M., Kilduff, James, E. and Wigton, A. (1999). Role of granular activated surface chemistry on the adsorption of organic compounds 2. Natural Organic Matter. *Journal of Environmental Science and Technology*. 33, 3225-3233.

King W.D. and Marrett L.D. (1996) Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario, Canada). *Journal of Cancer Causes Control*. 7, 596-604.

Koivusalo M.T., Pukkala E., Vartiainen T., Jaakkola J.J.K. and Hakulinen T. (1997) Drinking water chlorination and cancer: A historical cohort study in Finland. *Journal of Cancer Causes Control*. 8, 192-200.

Krasner, S.W., Croué, J.P., Buffle, J. and Perdue, E.M. (1996). Three approach for characterizing NOM. *Journal of American Water Works Association*. 88(6), 66-79.

Leenheer, J.A. and Noyes, T.I. (1984). A filtration and column adsorption system for on site concentration and fractionation of organic substance for large volumes of water. US Geological Survey. *Journal of Water Supply*. 2230.

Leon, C.A. and Leon, R.L. (1994). Chemistry and physics of carbon. In: Throver PA Editor. Marcel Dekker. 24, 213-215.

Mallevalle, J. (1996). Why is natural organic matter problematic?. *Proceedings of the natural organic matter workshop: Influence of natural organic matter characteristics on drinking water treatment and quality*, I-1 a I-15.

Matilainen, A., Lindqvist, N. and Tuhkanen, T. (2005). Comparison of the efficiency of aluminum and ferric sulphate in the removal of natural organic matter during drinking water treatment process. *Journal of Environmental Technology*. 26(8), 867-875.

McGeehin, M.A., Reif J.S., Becher J.C. and Mangione E.J. (1993) Case-control study of bladder cancer and water disinfection methods in Colorado. *American Journal of Epidemiology*. 138, 492-501.

Nieuwenhuijsen, M.J. (2005). Adverse reproductive health effects of exposure to chlorination disinfection by products. *Journal of Global Nest*. 7, 1-15.

O'Melia, C.R. (1969). The coagulation process: theoretical concepts useful in design. Report submitted to the American Society of Civil Engineers.

Oxendorf, J.L. (1996). Natural organic matter in drinking water: Issues, ongoing research, and future challenges. *Proceedings of the natural organic matter workshop: Influence of natural organic matter characteristics on drinking water treatment and quality*. II-1 to II-4.

Pan, D. and Jaroniec, M. (1996). Adsorption and thermo-gravimetric studies of modified and oxidized activated carbon. *Journal of Langmuir*. 3657

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). (2007). Informe sobre desarrollo humano. Ediciones Mundi-Prensa.

Ramalho, R.S. (1983). Tratamiento de Aguas Residuales 2nd Edición, 586-587. Editorial Reverté.

Rook, J.J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Journal of Water Treatment Examination*. 23, 234-243.

Savitz D.A., Andrews K.W. and Pastore L.M. (1995). Drinking water and pregnancy outcome in Central North Carolina: Sources, amount and trihalomethanes levels. *Journal of Environmental Health Perspective*. 103, 592-596.

Snoeyink, V.L. and Weber, W.J. (1967). The surface chemistry of activated carbon: a discussion of structure and surface functional groups. *Journal of Environmental of Science and Technology*. 228.

Swan S.H., Waller K., Hopkins B., Windham G., Fenster L., Schaefer C. and Neutra R.R. (1998). A prospective study of spontaneous abortion: relation to amount and source of drinking water consumed in early pregnancy. *Journal of Epidemiology*. 9, 126-133

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1999). National primary drinking water regulations: Disinfectants and disinfection by-products, Final Rule. *Federal Register*. 69389-69476, 40 CFR. 63(241).

Visco, G., Campanella, L. and Nobili, V. (2004). Organic carbons and TOC in Waters: an overview of International norm for its measurements. *J. Microchemical*. 7, 185-191.

World Health Organization, WHO. (2004). Guidelines for drinking water quality. 3th Edition. 1, 316-454.

Waller K., Swan S.H., DeLorenze G. and Hopkins B. (1998). Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion. Journal of Epidemiology. 9, 134-140.

Yang, C.Y., Chiu, H.F., Cheng, M.F. and Tsai, S.S. (1998). Journal of Environmental Research. 78, 1-6.

Sitios Web Visitados

http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo_06.pdf.

www.bvsde.per.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/cuatro.pdf.

www.femisca.org/publicaciones/XIIIcongreso/XIIICNIS054.pdf.

www.uclm.es/profesorado/jvillasenor/esp/pdar/jartest.pdf

http://www3.uclm.es/profesorado/giq/contenido/dis_procesos/tema5.pdf

http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo_14.pdf.

Abreviaturas

AH:	Ácido Húmico
CAPRE:	Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica, Panamá y Republica Dominicana
DBPs:	Subproductos de la Desinfección
DOC:	Carbón Orgánico Disuelto
GAC:	Carbón Activado Granular
HAAs:	Ácidos Haloacéticos
NOM:	Materia Orgánica Natural
PTAP:	Planta de Tratamiento de Agua Potable
STD:	Sólidos Totales Disueltos
SUVA:	Absorbancia Ultra Violeta Especifica
THMs:	Trihalometanos
TOC:	Carbón Orgánico Total
USEPA:	Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos
UV ₂₅₄ :	Absorbancia Ultravioleta a 254 nm
SH:	Sustancias Húmicas

Anexo A

A.I Normas para Aguas de Consumo Humano

A.I.a CAPRE

Tabla A.1 Parámetros bacteriológicos.

Coliformes Fecales	Valor Recomendado	Valor Máximo Admisible
Todo tipo de agua de bebida	Negativo	Negativo
Agua que entra al sistema de distribución	Negativo	Negativo
Agua en el sistema de distribución	Negativo	Negativo

Nota: La bacteria coliforme total no es un indicador aceptable de la calidad sanitaria de acueductos rurales, particularmente en áreas tropicales muchas bacterias sin significado sanitario se encuentran en la mayoría de acueductos sin tratamiento. El indicador bacteriológico más preciso de contaminación fecal es la E. Coli.

Tabla A.2 Parámetros organolépticos.

Parámetros	Unidad	Valor Recomendado	Valor Admisible
Color verdadero	mg/L Pt-Co	1	15
Turbiedad	NTU	1	5
Olor	Factor dilución	0	3 a 25°C
Sabor	Factor dilución	0	3 a 25°C

Fuente: NTON 09001-99. Normas Técnicas para el diseño de sistemas de abastecimiento de agua potable en el medio rural. (1999). INAA. Nicaragua.

Tabla A.3 Parámetros para sustancias no deseadas.

Parámetros	Unidad	Valor Recomendado	Valor Admisible
Nitratos (NO ₃ ⁻)	mg/L	25	45
Nitritos (NO ₂ ⁻)	mg/L	0.1	1
Amonio	mg/L	0.05	0.5
Hierro	mg/L	-	0.3
Manganeso	mg/L	0.1	0.5
Fluoruro	mg/L	0	0.7-1.5 ²
Sulfuro de Hidrógeno	mg/L	0	0.05

Fuente: NTON 09001-99. Normas Técnicas para el diseño de sistemas de abastecimiento de agua potable en el medio rural. (1999). INAA. Nicaragua.

² 1.5 mg /L para temperaturas entre 8 a 12 °C
0.7 mg /L para temperaturas entre 25 a 30 °C

Tabla A.4 Parámetros fisicoquímicos.

Parámetros	Unidad	Valor Recomendado	Valor Admisible
Temperatura	°C	18 a 30	-
Iones hidrógeno	Valor pH	6.5 a 8.5 ³	-
Cloro Residual	mg/L	0.5 a 1.0 ⁴	⁵
Cloruros	mg/L	25	250
Conductividad	µS/cm	400	
Dureza	mg/L CaCO ₃	400	
Sulfatos	mg/L CaCO ₃	25	250
Aluminio	mg/L	-	0.2
Calcio	mg/L CaCO ₃	100	-
Cobre	mg/L	1.0	2.0
Magnesio	mg/L	30	50
Sodio	mg/L	25	200
Potasio	mg/L	-	10
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	-	1000
Zinc	mg/L	-	3.0

Fuente: NTON 09001-99. Normas Técnicas para el diseño de sistemas de abastecimiento de agua potable en el medio rural. (1999). INAA. Nicaragua.

Tabla A.5 Parámetros para sustancias inorgánicas significativas para la salud.

Parámetros	Unidad	Valor Admisible
Arsénico	mg/L	0.01
Cadmio	mg/L	0.05
Cianuro	mg/L	0.05
Cromo	mg/L	0.05
Mercurio	mg/L	0.001
Níquel	mg/L	0.05
Plomo	mg/L	0.01
Antimonio	mg/L	0.05

Fuente: NTON 09001-99. Normas Técnicas para el diseño de sistemas de abastecimiento de agua potable en el medio rural. (1999). INAA. Nicaragua.

³ Las aguas deben ser estabilizadas de manera que no produzcan efectos corrosivos ni incrustaciones en los acueductos.

⁴ Cloro residual libre.

⁵ 5 mg/L con base a evidencias científicas, las cuales han demostrado que este valor residual no afecta la salud. Por otro lado cada país deberá tomar en cuenta los aspectos económicos y organizativos en la interpretación de este valor.

A.I.b USEPA

Tabla A.6 Valores límites para Constituyentes que afectan el olor y sabor.

Parámetro	Limite USEPA (mg/L)	Valores Guías OMS (mg/L)
Aluminio	0.05-0.2	0.2
Amonio	-	1.5
Cloro	-	0.6 - 1.0
Cloruro	-	250
Color	15 Pt-Co	15 Pt-Co
Estireno	-	0.004 - 2.6
Etilbenceno	-	0.002 - 0.2
Fluoruro	2.0	-
Hierro	0.3	0.3
Manganeso	0.05	0.1
Sodio	-	200
Sulfatos	250	250
Sulfuro de Hidrogeno	-	0.05
Solidos Totales Disueltos	500	1000
Turbidez	-	5 NTU
Zinc	5	3
Monoclorobenceno	-	0.010 - 0.12
1,2-Diclorobenceno	-	0.001 - 0.010
1,4-Diclorobenceno	-	0.003 - 0.030
Triclorobenceno (total)	-	0.005 - 0.050
2-Clorofenol	-	0.0001 - 0.010
2,4-Diclorofenol	-	0.0003 - 0.040
2,4,6-Triclorofenol	-	0.002 - 0.3

Fuente: USEPA, (2003).

Anexo B

B.I Métodos para la Evaluación de Parámetros

B.I.a Parámetros Físicos

- **Turbiedad (0 a 999 NTU)**

Procedimiento

Este parámetro es determinado usando el Turbidímetro HACH 2100P. Este dispositivo fue previamente calibrado por la fábrica con formazina para la primera vez que debería ser usado. El procedimiento para la determinación de los valores de turbiedad en muestras, es el siguiente:

- a) Recoja una muestra representativa en un contenedor limpio, llenar una celda del 2100P con la muestra hasta la línea (cerca de 15 mL) teniendo cuidado de manipular la celda por la parte superior tapando la celda.
- b) Limpie la celda con una tela suave y sin hilachas, para quitar gotas de agua y huellas digitales.
- c) Presione el botón 1/0. El instrumento se enciende, se coloca el instrumento en una superficie plana y firme.
- d) Se pone la celda de la muestra en el compartimiento del instrumento de tal manera que las marcas de la celda y el compartimiento coincidan.
- e) Escoja la selección de rango manual o automática presionando RANGE, cuando el instrumento esta en selección automática de rango la pantalla mostrará: AUTORANG.
- f) Se selecciona el modo de señal promedio presionando SIGNAL AVERAGE. La pantalla mostrará SIG AVG, cuando el instrumento esté usando promedio de señal.

Usar el modo de señal promedio, si la muestra causa una señal ruidosa (la pantalla cambia constantemente).

- g) Presione READ. La pantalla mostrará la turbidez en NTU. Apunte la turbidez después de que se apaga la luz.

Instrumental



Figura B.1 Turbidímetro HACH 2100P.

- **Color Verdadero (0-500) Unidades de Color. Método HACH 8025. APHA Platino - Cobalto Estándar**

Resumen del Método

El color puede ser expresado como color “aparente” o “verdadero”. El color aparente es aquel proveniente del materia disuelto más las materia suspendida. Filtrando o centrifugando los materiales suspendidos, el color verdadero puede ser determinado. Este procedimiento describe el análisis del color verdadero. Si se quiere determinar el color aparente, puede realizarse utilizando una muestra sin filtrar. El equipo esta programado para analizar ambos parámetros.

Procedimiento

El color verdadero es determinado usando un espectrofotómetro HACH/DR 2010. Los análisis deben ser hechos a la mayor brevedad del momento de toma de la muestra utilizando el siguiente procedimiento:

- a) Se filtra la muestra con papel filtro Whatman GF/C, utilizando un embudo.
- b) El filtro se enjuaga con 50 mL de agua desmineralizada, descartando el agua de enjuague.
- c) Llene una celda de muestra (el blanco) con 25 mL de agua desmineralizada filtrada.
- d) Introduzca el número del programado para color verdadero. Presionar: 125 ENTER; la pantalla mostrará: Dial a 465 nm.
- e) Rote la perilla de longitud de onda hasta que la pantalla pequeña muestre: 465 nm. Cuando la longitud de onda correcta está sintonizada, la pantalla mostrará rápidamente Zero Sample; entonces, UNITS Pt-Co APHA.
- f) Filtre 50 mL de muestra y llenar una segunda celda con 25 mL de la muestra filtrada (la muestra preparada).
- g) Coloque el blanco en el sostenedor de celda y cerrar la cubierta liviana.
- h) Presione: ZERO. La pantalla muestra: Zeroing..., con 0 units Pt-Co APHA.
- i) Coloque la muestra preparada en el sostenedor de celda y cerrar la cubierta liviana.
- j) Presione READ, la pantalla muestra: Reading... y los resultados serán mostrados en unidades Platino-Cobalto.

- **Temperatura**

Normalmente las medidas de temperatura pueden realizarse con cualquier termómetro Celsius de mercurio, que, como mínimo, deberá tener una escala con marcas cada 0.1 °C sobre el tubo capilar y una capacidad térmica mínima que permita un equilibrado rápido.

Este parámetro se mide en el momento de la toma de las muestras. Usando un termómetro o leyendo el valor en el pH metro de campo.

- **Conductividad**

Este parámetro es determinado usando el Conductivímetro HACH CO150 y es medido en el momento de toma de muestra. El procedimiento es el siguiente:

- a) Presionar el botón on/off una vez.
- b) Enjuague con agua destilada el electrodo y seque bien.
- c) Introduzca el electrodo dentro del contenedor de muestra, asegurando que esté bien sumergido y presione READ.
- d) Anote el valor de conductividad cuando la pantalla es estable.
- e) Enjuague el electrodo completamente y seque.

- **Sólidos Totales Disueltos (STD)**

El método estándar para la determinación de Sólidos Totales Disueltos es por evaporación de la muestra hasta secarla a 180°C y pesando el residuo. La conductividad puede ser usada para estimar los TDS calculando la concentración de cloruro de sodio equivalente a un valor dado de conductividad y temperatura.

El equipo utilizado para medir la conductividad reporta la concentración de TDS en mg/L comparando los datos de conductividad y temperatura con información almacenada en su memoria, la cual contiene valores obtenidos de las Tablas Críticas Internacionales. Para concentraciones de TDS entre 0 a 19,000 mg/L y temperaturas entre 5-50°C, los valores mostrados por el equipo cumplen con los datos de las Tablas Críticas con una exactitud de 0.87% de desviación estándar.

B.I.b Parámetros Químicos

- **Alcalinidad. SM 320B, Método de Titulación.**

Introducción

La alcalinidad de un agua es su capacidad para neutralizar ácidos y constituye la suma de todas las bases titulables. El valor medido puede variar significativamente con el pH de su punto final utilizado. La alcalinidad es la medida de una propiedad agregada del agua y

solamente puede interpretarse en términos de sustancias específicas cuando se conoce la composición química de la muestra. La alcalinidad de aguas superficiales depende del contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, por lo que suele tomarse como una indicación de la concentración de estos componentes.

- a) Principio: Los iones hidroxilos presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con las adiciones de ácido estándar. Por lo tanto, la alcalinidad depende del pH de punto final utilizado.
- b) Interferencias: Los jabones, las materias oleosas y los sólidos en suspensión o precipitados pueden recubrir el electrodo de vidrio y causar una respuesta retardada. Déjese un tiempo adicional entre las adiciones del reactivo para permitir que el electrodo recupere el equilibrio, o límpiense éste en su caso. No se debe filtrar, diluir, concentrar o alterar la muestra.

Instrumental

- a) Titulador Electrométrico: Utilícese cualquier medidor de pH disponible en el mercado o un titulador eléctrico provisto de un electrodo de cristal y que pueda ser leído hasta unidades de pH 0,005. estandarícese y calíbrese con arreglo a las instrucciones del fabricante. Debe prestarse una especial atención a la compensación de la temperatura y al cuidado del electrodo. Si la temperatura no se compensa de forma automática, titúlese a 25 ± 0.5 °C.
- b) Vaso de Titulación: Su tamaño y forma dependerán de los electrodos y del tamaño de la muestra. El espacio que queda libre sobre la muestra debe ser lo mas reducido posible, dejando sitio para el reactivo y la inmersión completa de la porción indicadora de los electrodos. Para electrodos de tamaño convencional, llénese un vaso Berzelius sin ranuras, de tipo alto y con capacidad de 200 mL Colóquese un tapón con tres orificios, para ajustar los dos electrodos y la bureta. Con un electrodo miniatura de combinación vidrio-referencia, empléese un erlenmeyer de 125 ó 250 mL con un tapón ce dos orificios.

- c) Agitador magnético
- d) Pipetas volumétricas
- e) Matraces volumétricos, 1000, 200 y 100 mL
- f) Buretas, cristal borosilicato, 50, 25 y 10 mL
- g) Botella de poliolefina, 1 L

Reactivos

- a) Solución de Carbonato Sódico 0.05 N: Séquense entre 3 y 5 g de Na₂CO₃ estándar primario a 250 °C durante 4 h y enfríese en desecador. Se pesan 2.5 ± 0.2 mg y se transfieren a un matraz volumétrico de 1 L, llenando hasta la marca con agua destilada y mezclando el reactivo. No debe conservarse más de una semana.
- b) Ácido Sulfúrico o Clorhídrico Estándar 0.1 N: Prepárese la solución ácida a normalidad aproximada. Estandarícese frente a una solución de 40 mL de Na₂CO₃ 0.05 N en probeta, con unos 60 mL de agua, titulando potenciométricamente a un pH aproximado de 5. Elévense los electrodos, enjuáguese en la misma probeta y hágase hervir suavemente durante 3-5 minutos cubriendo con un vidrio reloj. Enfríese a temperatura ambiente, enjuáguese el cristal en la probeta y conclúyase la operación titulando en el punto de inflexión de pH. Calcúlese la normalidad:

$$\text{Normalidad} = \frac{A * B}{53.00 * C} \quad (\text{B.1})$$

Donde:

A: g de Na₂CO₃ pesados en el matraz de 1 L

B: mL de solución de Na₂CO₃ tomados para titulación

C: mL de ácido empleados

Utilícese la normalidad medida en los cálculos o ajústese a 0.1 N; 1 mL de solución 0.1 N: 5.0 mg de CaCO₃.

- c) Ácido Sulfúrico y Clorhídrico Estándar 0.02 N: Dilúyanse 200 mL ácido estándar 0.1000 N hasta 1000 mL de agua destilada o desionizada. Estandarícese mediante titulación potenciométrica de 15.0 mL de Na_2CO_3 0.05 N, de acuerdo con el procedimiento; 1 mL = 1 mg de Na_2CO_3 .
- d) Solución Indicadora de Verde de Bromocresol, indicador de pH 4.5: Disuélvanse 100 mg de púrpura de verde de bromocresol, sal sódica, en 100 mL de agua destilada.
- e) Solución Indicadora de Púrpura de Metacresol, indicador a pH 8.3: Disuélvanse 100 mg de púrpura de metacresol en 100 mL de agua destilada.
- f) Solución Alcohólica de Fenolftaleína, indicador a pH 8.3.
- g) Tiosulfato de sodio 0.1 N.

Procedimiento

- a) Cambio de Color: Selecciónese el tamaño y la normalidad de la muestra, ajústese la muestra a la temperatura ambiente si es necesario y vacíese la pipeta en un erlenmeyer, manteniendo la punta de la pipeta cerca del fondo del matraz. Si existe cloro residual libre, añádanse 0.05 mL (una gota) de solución de NaS_2O_3 1 M o destrúyase mediante la aplicación de rayos ultravioleta. Añádanse 0.2 mL (5 gotas) de solución indicadora y titúlese sobre una superficie blanca hasta conseguir un cambio de color persistente, característico del punto equivalente. Pueden emplearse las soluciones o los sólidos indicados que se encuentran disponibles en el mercado diseñados para el margen adecuado de pH (3.7 u 8.3). Investíguese el color en el punto final mediante adición de la misma cantidad del indicador utilizado con la muestra a una solución tampón al pH designado.
- b) Curva de Titulación Potenciométrica: Sígase el método de determinación de la acidez, sustituyendo la normalidad de la solución ácida estándar por NaOH estándar, y continúense las titulaciones hasta un pH 4.5 o más bajo. No se debe filtrar, diluir, concentrar o alterar la muestra.
- c) Titulación de la Muestra a pH preseleccionado: Determínese el pH de punto final adecuado, prepárense conjuntamente la muestra y la titulación. Titúlese a pH de

punto final sin registrar valores intermedios y sin provocar retrasos indebidos. A medida que se alcanza el punto final, realícense adiciones de ácido más pequeñas, comprobando que el pH alcance el equilibrio antes de añadir más reactivo.

Cálculo

$$\text{Alcalinidad, mg CaCO}_3/\text{L} = \frac{A \times N \times 50000}{\text{mL}_{\text{muestra}}} \quad (\text{B.2})$$

Donde:

A = mL utilizados de ácido estándar

B = Normalidad del ácido estándar

Regístrese de la manera siguiente sobre el pH de punto final utilizado: "La alcalinidad a pH_____ = _____ mg/L de CaCO₃" e indíquese claramente si este pH corresponde a un punto de inflexión en la curva de titulación.

- **Dureza Total. SM 2340B, Método de Titulación.**

Discusión General

- a) Principio: El ácido etilendiaminotetracético y sus sales de sodio (EDTA) forman un complejo de quelato soluble al añadirse a las soluciones de algunos cationes metálicos. Si a una solución acuosa que contenga iones calcio y magnesio a un pH de 10 ± 0.1 se añade una pequeña cantidad de colorante, como negro de eriocromo T o calmadita, la solución toma un color rojo vino. Si se añade EDTA como reactivo de titulación los iones de calcio y magnesio formarán un complejo, y, cuando todos estos iones estén incluidos en dicho complejo, la solución cambiará de rojo vino al azul, señalando el punto final de la titulación.

Para obtener un punto final satisfactorio han de estar presente los iones de magnesio. Para asegurar esta presencia, se añade al tampón una pequeña cantidad de sal magnésica de EDTA, neutra desde el punto de vista complexométrico; de este modo se introduce automáticamente una cantidad suficiente de magnesio y evita la necesidad de una corrección de blanco. La nitidez de punto final aumenta con los incrementos de pH. Sin embargo, el pH no puede aumentar indefinidamente debido al peligro de precipitación de carbonato cálcico (CaCO_3) o hidróxido magnésico, $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y porque la tentación cambia de color a pH alto. El valor de pH especificado de 10 ± 0.1 constituye una solución satisfactoria. Se fija un límite de cinco minutos de duración para la titulación, a fin de reproducir al mínimo la tendencia a la precipitación de CaCO_3 .

- b) Interferencia: Algunos iones metálicos interfieren produciendo puntos finales débiles o indiferenciados, o provocando un consumo estequiométrico de EDTA. Redúzcase esta interferencia añadiendo algunos inhibidores antes de la titulación. El mg-EDTA secuestra selectivamente a los metales pesados, libera magnesio en la muestra y puede utilizarse como sustituto de inhibidores tóxicos o malolientes. Solamente es útil cuando el magnesio sustituido por los metales pesados no contribuye significativamente a la dureza total. Las materias orgánicas coloidales o en suspensión también pueden interferir en el punto final. Elimínese la interferencia mediante evaporación de la muestra por secado en baño de vapor y calentamiento en horno mufla a $550\text{ }^\circ\text{C}$ hasta que se produzca la oxidación completa de la materia orgánica. Dilúyase el residuo en 20 mL de ácido clorhídrico (HCl) 1 N, neutralícese pH 7 con hidróxido sódico (NaOH) 1 N y complétese hasta 50 mL con agua destilada; enfríese a temperatura ambiente y continúese de acuerdo con el procedimiento general.
- c) Precauciones en la Titulación: Practíquese la titulación a la temperatura ambiente. El cambio de color se hace demasiado lento a medida que la muestra se acerca a la temperatura de congelación. La descomposición del indicador llega a constituir un problema cuando se emplea agua caliente. El pH especificado puede producir un ambiente propicio a la precipitación del CaCO_3 . Aunque el titulante disuelve lentamente estos precipitado, un punto final desviado suele proporcionar resultados

pobres. La realización de la titulación en cinco minutos reduce el mínimo la tendencia a precipitar el CaCO_3 .

Reactivos

a) Solución Tampón:

- ❖ Disuélvase 16.9 g de cloruro amónico (NH_4Cl) en 143 mL de hidróxido de amonio (NH_4Cl) concentrado. Añádase 1.25 g de sal de magnesio de EDTA y dilúyase hasta 250 mL de agua destilada.
- ❖ Si no se dispone de sal de magnesio de EDTA, disuélvase 1.179 g de sal disódica de ácido etilendiaminotetracético dihidrato y 780 mg de sulfato de magnésico ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) o 644 mg de cloruro de magnésico ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) en 50 mL de agua destilada. Para alcanzar la máxima exactitud, ajústese a equivalente exacto por medio de la adición de una pequeña cantidad de EDTA, MgCl_2 o MgSO_4 . Consérvense las soluciones 1) y 2) en un recipiente plástico o de vidrio borosilicato, durante un período no superior a un mes. Tapónese herméticamente para evitar pérdidas de amoníaco (NH_3) o captura de dióxido de carbono (CO_2). Manipúlese la solución tampón mediante una pipeta de bulbo.
Se prescindirá del tampón cuando, al añadirse 1 ó 2 mL a la muestra, éstos no puedan producir un pH de 10.0 ± 0.1 en el punto final de la titulación.
- ❖ También puede adquirirse en el mercado tampones inodoros, los cuales constituyen una alternativa satisfactoria. Contienen sal de magnesio de EDTA y tienen la ventaja de ser relativamente inodoros y más estables que los tampones de NH_4Cl - NH_4OH . Por lo general, los tampones inodoros no proporcionan un punto final tan favorable como los de NH_4Cl - NH_4OH . A causa de su reacción mas lenta, y pueden resultar inútiles cuando el método está automatizado. Prepárese uno de esos tampones mezclando 55 mL de HCl concentrado con 400 mL de agua destilada y a continuación añádase, lentamente y agitándolo, 300 mL de 2-aminoetanol (libre de aluminio y metales pesados). Agréguese 5.0 g de sal de magnesio de EDTA y dilúyase hasta 1 L de agua destilada.

- b) Indicadores: Se han propuesto muchos tipos de soluciones indicadoras, que pueden utilizarse si el analista demuestra que proporcionan valores exactos. El principal problema que presentan estas soluciones es que se deterioran con el tiempo, produciendo puntos finales poco netos. Por ejemplo, las soluciones alcalinas de negro de eriocromo **T** son sensibles a los oxidantes, y sus soluciones acuosas o alcohólicas son inestables. En general, utilícese la menor cantidad de indicador capaz de obtener un punto final neto.

Negro de eriocromo T: Sal sódica de ácido 1-(1-hidroxi-2-naftilaza)-5-nitro-2-naftol-4-sulfónico. Disuélvase 0.5 g de colorante en 100 g de 2,2', 2''-nitrilotrietanol (también llamado trietanolamina) o 2-metoximetanol (también llamado etilenglicol-monometiléter). Añádanse 2 gotas por 50 mL de solución a titular. Si es necesario, ajústese el volumen.

- c) Titulante EDTA, estándar 0.01 M: Se pesan 3.723 g de etilendiaminotetracetato disódico trihidrato, grado de reactivo analítico, también llamado (etilenodinitrilo) sal disódica del ácido tetracético (EDTA), a continuación se disuelve en agua destilada hasta 1000 mL. Estandarícese frente a solución de calcio estándar como se describe más adelante (apartado d). El titulante extrae cationes productores de dureza de los recipientes de vidrio blando, por lo que debe conservarse en frasco de polietileno (preferible) o vidrio borosilicato. El deterioro gradual se compensa mediante la reestandarización periódica y la utilización de un factor de corrección adecuado.
- d) Solución de Calcio estándar: Se pesan 1.000 g de polvo de CaCO_3 . Anhidro (estándar principal o reactivo especial, bajo metales pesados, álcalisis y magnesio) en un erlenmeyer de 500 mL. Colóquese un embudo en el cuello del matraz y añádase, poco a poco, 1 + 1 HCl hasta la disolución total de CaCO_3 . Mídase 200 mL de agua destilada y hágase hervir durante unos minutos para expeler el CO_2 . Enfríese, añádanse unas gotas de indicador rojo de metilo y ajústese al color naranja intermedio por adición de NH_4OH 3 N ó 1 + 1 HCl, según se requiera. Transvátese cuantitativamente y dilúyase hasta 1000 mL con agua destilada; 1 mL = 1.0 mg de CaCO_3 .
- f) Hidróxido sódico, NaOH 0.1 N.

Procedimiento

- a) Titulación de Muestras: Selecciónese un volumen de muestra que requiera menos de 15 mL de reactivo EDTA y realícese la titulación en cinco minutos, medidos a partir del momento de la adición del tampón. Diluya 25.0 mL de muestra hasta alrededor de 50 mL de agua destilada en una batea de porcelana u otro recipiente adecuado. Añádase entre 1 y 2 ml de solución tampón. Por lo general, 1 mL será suficiente para dar un pH de 10.0 a 10.1. La ausencia de un cambio de color de punto final neto en la titulación suele significar la necesidad de un inhibidor en este punto, o que el indicador se ha deteriorado. Añádanse una o dos gotas de solución indicadora o una cantidad adecuada del reactivo en polvo seco. Poco a poco, añádase titulante EDTA estándar, removiendo continuamente, hasta que desaparezcan las últimas gotas con intervalo de 3-5 segundos. En el punto final, la solución suele ser azul. Se recomienda utilizar luz natural o una lámpara fluorescente de luz día, ya que las lámparas de incandescencia tiende a producir un matiz rojizo en el azul de punto final.

Cálculo

$$(\text{EDTA}) \text{ como mg de CaCO}_3/\text{L} = \frac{A \times B \times 1000}{\text{mL de muestra}} \quad (\text{B.3})$$

Donde:

A = mL de titulación para la muestra

B = mg CaCO₃ equivalente a 1.0 mL de titulante EDTA

- **pH**

Este parámetro es medido en el momento que la muestra fue tomada usando la combinación del método pH electrodo y un medidor portátil EC 10 USEPA. El procedimiento es el siguiente:

- a) Presionar el botón dispensador una vez (hasta que haga click). Enjuague bien y seque. Se pone el electrodo en el contenedor con la muestra. Asegurando que la parte final esté bien sumergida.
- b) Apuntar el valor del pH cuando la pantalla esté estable.
- c) Enjuagar el electrodo completamente con agua desmineralizada y secarlo bien.

B.I.c Parámetros Orgánicos

- Absorción UV de Constituyentes Orgánicos (UV₂₅₄)

Method 10054

Direct Reading Method¹⁾

Scope and Application: To indicate the total concentration of UV-absorbing organic compounds in drinking water and drinking water source waters.

¹⁾ Adapted from Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Method 2004.



Test Preparation

Before starting the test:

The samples you should be receiving are tested in 10 mL, see [instructions on page 8](#). Samples used for UV₂₅₄ calculations must not be pre-adjusted.

Any new plastic filter assembly can be used for this test. Use a 0.45 µm or glass fiber filter or nominal pore size (1–1.5 µm) without organic binder. A 0.45-µm filter must be utilized if the results are to be used for UV₂₅₄ calculations.

Flatten the cell on the frosted sides only.

Use only Organic-Free Reagent Water to zero the instrument.

The Chemical Acid-Cleaning Solution is registered as a hazardous waste by the owner (2007) and usability (2008) when shipped per Federal RCRA. Refer to the current MSDS for safe handling and disposal instructions.

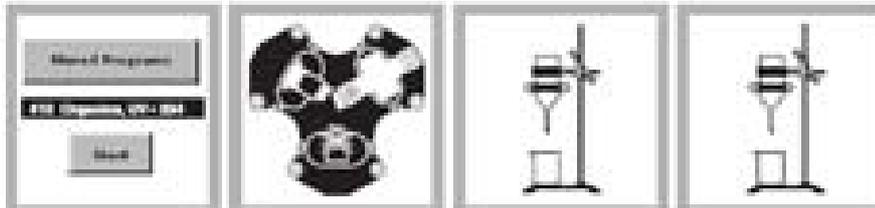
Collect the following items:

Quantity

Organic-free Reagent Water	100 mL
Filter Assembly	1
Stand, total	1
Sample Cells, 1 cm quartz	1

Note: Additional information for consumables and equipment items is on page 8.

Method 10054



1. Select the test.

2. Insert the Multi-cell Adapter with the 10-mm square cell holder facing the user.

3. Assemble the filter apparatus. Be sure to use the white PTFE support plate. Insert the filter with the wrinkled surface up.

4. Mount the apparatus into a support stand and place a clean glass beaker underneath.

Organic Constituents UV Absorbing (UV-254)



5. Prewash the filter assembly by pouring at least 50 mL of Organic-Free Reagent Water through the filter. Discard the filtered water. Pre-rinsing removes any soluble impurities from the filter.



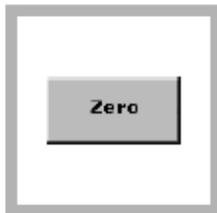
6. Prepared Sample: Pour 50 mL of sample through the filter and collect the filtered sample.



7. Blank Preparation: Rinse a clean 1-cm quartz cell several times with Organic-Free Reagent Water. Fill the cell with Organic-Free Reagent Water. Wipe the cell walls thoroughly.



8. Align the clear windows with the light path. Insert the blank into the cell holder.



9. Press ZERO. The display will show:
0.000 cm^{-1}
1cm cell

Lamp Warm Up will be indicated if the UV lamp has not been previously on. This may take 2–3 minutes.



10. Discard the contents of the blank cell and rinse the cell several times with filtered sample. After rinsing, fill the cell with filtered sample. Wipe the cell walls to remove fingerprints.



11. Align the clear windows with the light path. Insert the cell containing the prepared sample into the cell holder. Results are in absorbance per centimeter (cm^{-1}).

For optimum results, the cm^{-1} value should fall between 0.005 and 0.900. If less than 0.005 absorbance using a 1-cm cell, use a 5-cm quartz cell.

1. Press OPTIONS>CHEMICAL FORMS.
2. Press 5 CM. Press OK>RETURN.
3. The displayed results (in absorbance per centimeter) will be corrected for the 5-cm cell pathlength selected. If cm^{-1} results are greater than 0.900, accurately dilute the sample with Organic-Free Reagent Water. Correct the test result by the appropriate dilution factor.

- **Carbono Orgánico Disuelto (DOC)**

Method 10129

Direct Method¹
LR (0.3 to 20.0 mg/L C)

Scope and Application: For water, distilled water, and wastewater
143 Powers, 2012, 216



Test Preparation

Before starting the test:

A reagent blank is required for each series of samples.

Collect the following items:

Quantity

Test Vial (Cation-Exchange Mixed Bed Ion-Exchange Resin 2 ⁺ Type IV Reagent Ion)	1
Cylinder, graduated, 10 mL	1
DRB200 Reactor	1
pH Paper	1
Flask, Erlenmeyer, 50 mL	1
Magnetic Stirrer	1
Pipet, ThermoFisher [®] 1.0 to 10.0 mL, graduated	1
Pipet, ThermoFisher [®] 0.1 to 10.0 mL, graduated	1
100 mL vials (optional)	1
Test Tube Rack	1 (1)
Water, organic-free	5.0 mL
Water, deionized, distilled ²	1

Note: Check for additional information for consumables and equipment items on page 9.

Direct Method

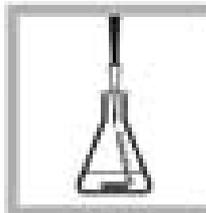
Method 10129



1. Turn on the DRB 200 reactor. Select the TOC program.



2. Use a graduated cylinder to add 10 mL of sample to a 50-mL Erlenmeyer flask that contains a stir bar.

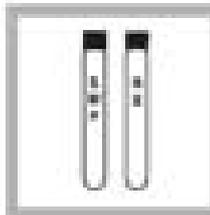


3. Add 0.4 mL of Buffer Solution, pH 2.0. Use pH paper to make sure the sample pH is 2.

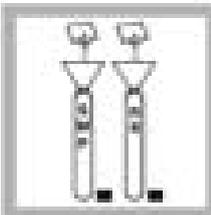


4. Place the flask on a stir plate and stir at a moderate speed for 10 minutes.

Organic Carbon, Total LR (0.3 to 20.0 mg/L C)



6. Label two Low-Flange Acid Digestion vials sample and reagent blank.



8. Use a funnel to add the contents of one TOC Purcubite Powder Filter to each Acid Digestion vial (colorless liquid).



7. Use a TenSette® Pipet to add 3.0 mL of organic-free water to the reagent blank vial and 3.0 mL of prepared sample to the sample vial. Shake to mix.



9. Rinse two like-Low-Flange Indicator Ampoules with deionized water and wipe them with a soft, lint-free wipe.

Do not touch the ampoule sides after wiping. Pick them up by the top.



10. Lower one ampouled ampoule into each Acid Digestion vial. When the score mark on the ampoule is level with the top of the Acid Digestion vial, snap the top off the ampoule and allow it to drop into the Acid Digestion vial.

Do not insert or tilt the vial after inserting the ampoule.



15. Cap the vial assemblies tightly and insert them in the COC reactor for 2 hours at 100–105 °C.



11. Carefully remove the vial assemblies from the reactor. Place them in a test tube rack.

Allow the vials to cool for one hour for accurate results.

The liquid in the reagent blank vial should be dark blue.



12. Select the test.

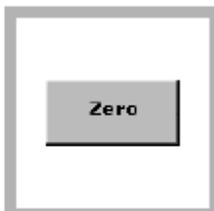
Organic Carbon, Total LR (0.3 to 20.0 mg/L C)



13. Wipe the reagent blank with a damp towel, followed by a dry one, to remove fingerprints or other marks.



14. Insert the reagent blank vial assembly in the 16-mm round cell holder.



15. Press ZERO.
The display will show:
0.0 mg/L C.



16. Wipe the sample vial assembly with a damp towel, followed by a dry one, to remove fingerprints or other marks.



17. Insert the sample vial assembly in the 16-mm round cell holder.



18. Press READ.
Results are in mg/L C.

- **Cloro Residual**

★ **Method 8021**

DPD Method¹

Powder Pillows or AccuVac® Ampuls

(0.02 to 2.00 mg/L)

Scope and Application: For testing free chlorine (hypochlorous acid and hypochlorite ion) in water, treated waters, estuary, and seawater. USEPA accepted for reporting for drinking water analyses.²

¹ Adapted from *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

² Procedure is equivalent to USEPA method 330.5 and Standard Method 4500-Cl G for drinking water.



Test Preparation

Before starting the test:

If the test overranges, dilute the sample with a known volume of high quality, chlorine demand-free water and repeat the test. Some loss of chlorine may occur due to the dilution. Multiply the result by the dilution factor. Alternatively, samples with high chlorine concentrations may be analyzed directly without dilution by using Method 10068, Chlorine, Free HR.

Collect the following items:

Quantity

Item	Quantity
Powder Pillow Test:	
DPD Free Chlorine powder pillow	1
Sample cells, 1-inch square, 10-mL	2
AccuVac Test:	
DPD Free Chlorine AccuVac® Ampul	1
Beaker, 50-mL	1
Sample cell, 10-mL round	1

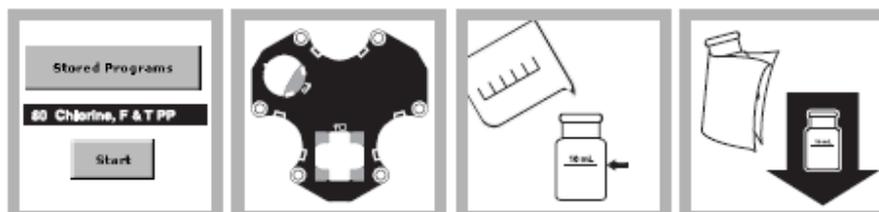
Note: Reorder information for consumables and replacement items is on page 6.

Note: The *SwiftTest Dispenser for Free Chlorine* can be used in place of the powder pillow in step 6.

Important Note: Analyze samples immediately. Do not preserve for later analysis.

Powder Pillows

Method 8021



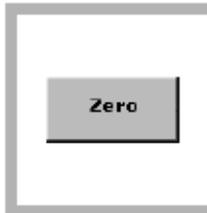
1. Select the test.

2. Install the Multi-cell Adapter with the 1-inch square cell holder facing the user.

3. Blank Preparation: Fill a square sample cell with 10 mL of sample.

4. Wipe the blank and insert it into the cell holder with the fill line facing the user.

Chlorine, Free (0.02 to 2.00 mg/L)



5. Press ZERO.
The display will show:
0.00 mg/L Cl₂



6. Prepared Sample:
Fill a second square cell with 10 mL of sample.
Add the contents of one DPD Free Chlorine Powder Pillow to the sample cell.



7. Swirl the sample cell for 20 seconds to mix.
A pink color will develop if chlorine is present.
Proceed to step 8 immediately.



8. Within one minute of adding the reagent, insert the prepared sample into the cell holder with the fill line facing the user.
Results are in mg/L Cl₂.

- **Trihalometanos (de 0.0 a 200 ppb como Cloroformo)**

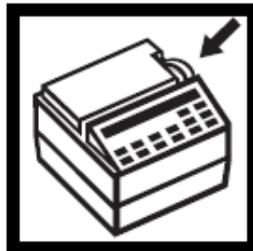
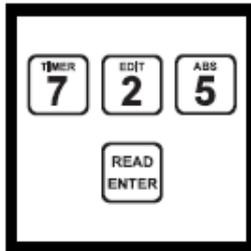
Method 10132

0 to 200 ppb as Chloroform

Scope and Application: For screening THMs in drinking water

* Patent Pending

If the samples cannot be analyzed immediately, see *Sampling and Storage* on page 5.



1. Enter the stored program for Trihalomethane (THM) Plus.

Press: 725 READ/ENTER

The display will show:

Dial nm to 515

Note: For the most precise results, use matched cells. See page 6.

Note: See the Instrument Setup on page 8 to enter this method into the DR/2000.

Note: DR/2000s with software versions 3.0 and greater will display "P" and the program number.

Note: DR/2000s with software versions 3.0 and greater will not display "Dial to" if the wavelength is already set correctly.

2. Rotate the wavelength dial until the display shows:

515 nm

Note: For DR/3000s, set the wavelength to 515 nm and go to step 4.

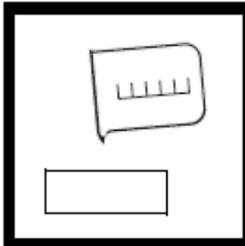
3. Press: READ/ENTER
The display will show:

ppb CHCl₃

4. Prepare a hot-water bath by adding 500 mL of water to an evaporating dish. Put the dish on a hot plate and turn heater on high.

Note: If analyzing more than four samples, use 450 mL of water.

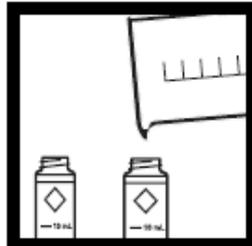
THM Plus™: Trihalomethanes, continued



5. Prepare a cooling bath by adding 500 mL of cold (18–25 °C) tap water to a second evaporating dish.

Note: Maintain the water temperature between 18 and 25 °C.

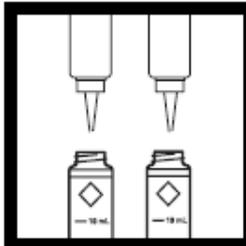
Note: If analyzing more than four samples, use 450 mL of water.



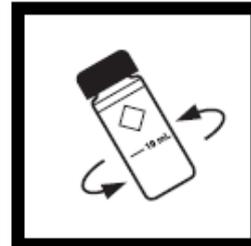
6. Fill two sample cells to the 10 mL mark with sample. Label one sample and the other blank.

Note: Perform Steps 6 through 10 rapidly so as not to lose volatile THMs from the sample. If you are testing more than one sample, complete steps 6 through 10 for one sample before going on to the next.

Note: If dispensing sample with a pipette, the pipette must dispense quickly without causing aeration or back pressure.

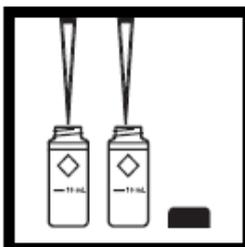


7. Add three drops of THM Plus Reagent 1 to each cell.



8. Cap tightly and mix gently by swirling three times.

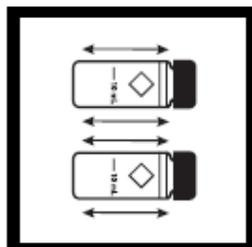
Note: Vigorous shaking can cause loss of THMs.



9. Use a TenSette® pipette to add 3 mL of THM Plus Reagent 2 to each cell.

Note: The liquid is viscous and a small amount may remain in the tip after dispensing. This will not affect the results.

Note: The THM Plus Reagent 2 must be at room temperature before use.



10. Cap tightly and mix by shaking ten times.

Note: Thorough mixing ensures that all of the THM goes into the liquid and does not accumulate in the head space.



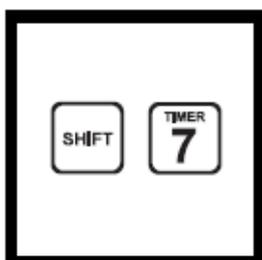
11. Place sample cell in the cell holder assembly. Set the blank aside.



12. Place the assembly in the hot-water bath when the water is boiling rapidly.

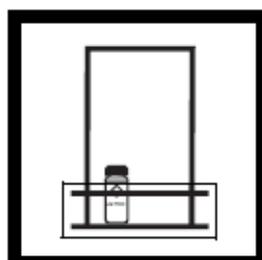
Note: Do not allow water to rise above the white line near the top of the sample cells.

THM Plus™: Trihalomethanes, continued

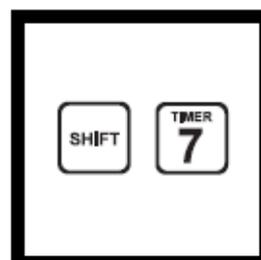


13. Press **SHIFT TIMER** to begin a five-minute reaction period.

Note: For the DR/3000, press: 5 TIMER.



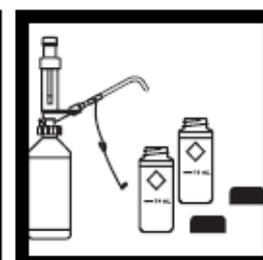
14. When the timer beeps, remove the assembly and sample cell from the hot-water bath and place in the cooling bath.



15. Press **SHIFT TIMER**. Cool for three minutes.

At the end of the cooling period, remove the cell from the cooling bath.

Note: For the DR/3000, press 3 TIMER.



16. Use the Repipet Jr. to add 1 mL of THM Plus Reagent 3 to the sample cell and to the blank. Cap and swirl to mix.

Note: The sample and blank will become warm.

Note: The liquid is viscous and may not be entirely dispensed if measured using any other pipetting method.



17. Replace the cooling water with fresh, cold tap water. Place the assembly containing the sample and blank cells into the cooling bath.

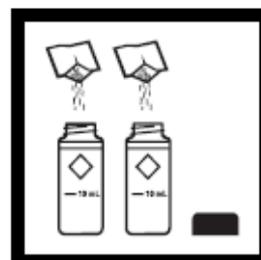


18. Press **SHIFT TIMER** to begin a three-minute cooling time.

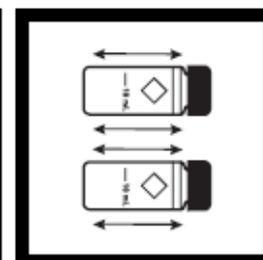
At the end of the cooling period, remove the cells from the cooling bath.

Note: At the end of the cooling time, the temperature of the sample should be between 15 and 25 °C.

Note: For the DR/3000, press 3 TIMER.



19. Add one THM Plus Reagent 4 Powder Pillow each to the sample cell and to the blank.



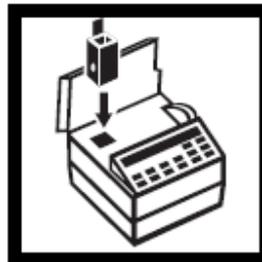
20. Cap tightly and mix by shaking ten times.

Note: All the powder should dissolve.



21. Press **SHIFT** **TIMER** to begin a 15-minute color development time.

*Note: For the DR/3000, press 15 **TIMER**.*



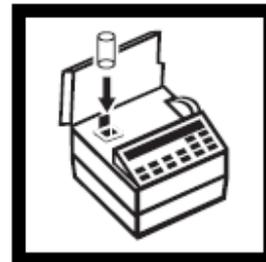
22. While the color is developing, insert the AccuVac® Ampul Adapter into the instrument.

Note: For the DR/2000, place the grip tab at the rear of the cell holder.

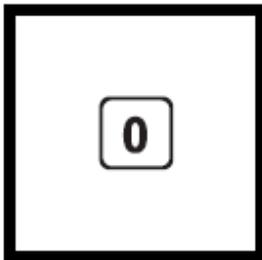
Note: For the DR/3000, place the grip tab at the right side of the cell holder.



23. Wipe the reagent blank with a damp towel, followed by a dry one, to remove fingerprints or other marks.



24. When the timer beeps, place the blank into the cell holder and close the light shield.



25. Press: **ZERO**
The display will show:

WAIT

then:

0 ppb CHCl₃

*Note: For DR/3000s:
Press: **MANUAL PROGRAM**
Press: **2018 CONC FACTOR**
Press: **ZERO**
Press: **0 CONC***



26. Wipe the sample cell with a damp towel, followed by a dry one, to remove fingerprints or other marks.



27. Place the prepared sample into the cell holder. Close the light shield.

Note: For the DR/3000, insert the sample and read the result.



28. Press: **READ/ENTER**.
The display will show:

Reading...

then the display will show the results in ppb CHCl₃.

*Note: In the Constant-On mode, pressing **READ/ENTER** is not required. **WAIT** will not appear. When the display stabilizes, read the result.*

Anexo C

C.I.a Prueba de Jarra



C.I.b Proceso Continuo de Adsorción (Columna de GAC)

