

102



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE
MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA



ESTUDIO DE LOS PROCESOS AVANZADOS DE
OZONACION Y ADSORCION CON CARBON ACTIVADO
PARA LA POTABILIZACION DE AGUA

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERA QUIMICA
P R E S E N T A :
RAQUEL TERESA MONTES ROJAS



MEXICO, D.F.

2000



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

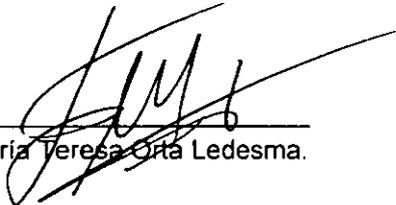
JURADO ASIGNADO:

Presidente	Prof. RODOLFO TORRES BARRERA.
Vocal	Prof. LANDY IRENE RAMIREZ BURGOS
Secretario	Prof. MARIA TERESA ORTA LEDESMA.
1er. Suplente	Prof. JOSE LUIS LOPEZ MARTINEZ.
2do. Suplente	Prof. BALDOMERO PEREZ GABRIEL.

Sitio donde se desarrolló el tema:

Instituto de Ingeniería , UNAM, Edificio 5.

Asesor del tema:


Dra. María Teresa Orta Ledesma.

Supervisor técnico:


M. en C. Miriam Silvia López Vigil.

Sustentante:


Raquel Teresa Montes Rojas.

A veces nos dirigimos a Dios mendigando un poco de alegría y otras veces le brindamos nuestra propia alegría. En tales momentos nos hallamos más cerca de Él, porque no es nuestra necesidad, sino nuestra alegría lo que hacía Él nos empuja.

Este trabajo esta dedicado a todas aquellas personas que han colaborado de alguna u otra manera para su realización son su apoyo, consejos y palabras de aliento.

GRACIAS

Agradecimientos

A la *Universidad Nacional Autónoma de México*, por formarme como profesionalista.

A la *Facultad de Química*, por ayudarme a lograr el sueño de ser *Ingeniera Química*.

Al *Instituto de Ingeniería*, por la oportunidad de crecimiento y superación que brinda a cada persona, así como a todas las personas que hacen posible que cumpla con sus objetivos.

A la *Dra. María Teresa Orta*, por la oportunidad que me brindó de poder realizar este trabajo, por su disposición y las facilidades otorgadas para llevar a buen término este proyecto.

Al *M. en B. Ignacio Monje Ramírez*, por la confianza y apoyo que siempre me ha brindado.

A la *M. en C. Miriam Silvia López Vigil*, por su valioso apoyo en la realización de este trabajo, por sus consejos y por brindarme su amistad.

A la *Dra. Rosa María Ramírez Zamora*, por el apoyo que me brindó para recabar información.

A la *M. en C. Neftalí Rojas Valencia*, por el apoyo y las palabras de ánimo que me ha brindado.

A la *M. en I. Guadalupe Urquiza*, por su interés durante el desarrollo de este trabajo y su apoyo.

A la *M. en C. Isaura Yañez Noguez*, por sus consejos y el interés prestado en la realización de este trabajo.

A *Lupita Flores Valencia*, por su gran ayuda y disposición en la realización de todos los trámites que necesite durante la realización de este trabajo.

A *Marcela Isabel Vázquez*, por su disponibilidad durante la elaboración de este trabajo.

Dedicatorias

*Hoy es el día del plan
y la esperanza;
de la cosecha y la abundancia...*

A mis Padres:

Quienes con su cariño, confianza, apoyo y comprensión incondicionales han hecho posible este sueño.

A mis hermanos, mi cuñado y mi sobrino:

Rocío, Ale, Clara, Mayo, José Luis y Huicho

Esto es por ustedes y para ustedes GRACIAS

Cuando Dios creó a los amigos, lo hizo pensando en que tuviéramos la posibilidad de elegir a un ser querido en el cual pudiéramos confiar. Alguien con quien podamos disfrutar nuestras aventuras, compartir nuestros fracasos. Pero que al final de cada instancia recorrida no hubiera rivalidad sino un lazo de afecto que los impulse a estar juntos, SIEMPRE.

A:

*Guadalupe Bautista Salazar
Rosario Gutiérrez Castro*

A mis amigos y compañeros de la *Facultad de Química:*

*Adrián Barrios Martínez
Alejandra Hernández Aguas
Alejandra Vargas Tab
Ana Lilia Pichardo Cuevas
Antonio Luis Reyes
César Reyes Nuñez
Emilio Zúñiga Sánchez
Gerardo García Acuña
Javier García López
Marí Bautista Bazán
Oscar Argueta Perla
Oscar Gómez Palacios*

A mis compañeros del *Cubículo 412*:

Antonio Durán Pilotzi
Santiago Cardona Gallo
Francisco Alvarez Echeverría
Gabriela Anguiano Cortés
Luis Adolfo Cano Velázquez

Luis Miguel González Rosas
Reynaldo Cruz Rivera
Rubén Morales
Vicente Quezada Beltrán

En especial a:

Verónica Osnaya Rodríguez
Andrés Martínez Rangel
Miriam, Arturo, Luis Angel, Irvin y al nuevo bebe de la familia.

CONTENIDO

RESUMEN.....vii

ANTECEDENTES..... 1

INTRODUCCIÓN..... 7

OBJETIVOS..... 9

Objetivos generales 9

Objetivos particulares 9

CAPÍTULO 1. OZONO..... 10

 1.1 El ozono en el tratamiento de agua..... 10

 1.2 Origen natural 10

 1.3 Producción de ozono para el tratamiento de agua 11

 1.4 Parámetros que influyen en la transferencia del ozono 11

 1.4.1 Solubilidad del ozono en agua..... 11

 1.4.2 Influencia de la temperatura..... 12

 1.4.3 Influencia de pH y fuerza iónica..... 13

 1.4.4 Efecto de la descomposición térmica en la fase gaseosa..... 14

 1.4.5 Efecto de la descomposición del ozono en agua..... 15

 1.5 Tipos de reacciones de oxidación con ozono 15

 1.5.1 Reacciones directas del ozono molecular..... 15

 1.5.2 Reacciones indirectas del ozono en fase acuosa 16

 1.6 El ozono en los procesos de oxidación avanzada aplicando peróxido de hidrógeno y radiación UV 16

 1.6.1 Sistema Ozono / H₂O₂..... 17

 1.6.2 Ozono- Radiación UV..... 18

 1.7 Efecto del ozono sobre diferentes contaminantes 19

 1.7.1 Desinfección (acción biocida) 20

 1.7.2 Oxidación de contaminantes inorgánicos (Fe, Mn)..... 21

 1.7.3 Oxidación de microcontaminantes 22

 1.7.4 Mejora en la coagulación de varios compuestos..... 24

 1.7.5 Dosis recomendadas para diferentes contaminantes..... 25

 1.8 Ventajas y desventajas del uso de ozono 26

 1.8.1 Ventajas del uso de ozono 26

 1.8.2 Desventajas del uso del ozono 26

CAPÍTULO 2. COMPONENTES DEL SISTEMA DE OZONACIÓN..... 27

 2.1 Sistema de ozonación..... 27

 2.2 Preparación del gas de alimentación 27

 2.3 Generación de ozono 28

 2.3.1 Suministro eléctrico..... 30

 2.4 Cámaras de contacto y sistemas de difusión 31

 2.5 Destructor del gas residual..... 36

 2.5.1 Destrucción térmica..... 36

2.5.2 Destrucción catalítica.....	37
2.5.3 Adsorción sobre carbón activado.....	37
2.5.4 Recirculación del ozono residual al generador de ozono.....	37
2.5.5 Reuso del gas de salida en un contactor a contra corriente.....	38
2.5.6 Dilución y venteo.....	38
CAPÍTULO 3. ESTUDIOS DE TRATABILIDAD.....	39
3.1 Importancia de los estudios de tratabilidad.....	39
3.2 Dosis de ozono requerido.....	39
3.2 Tiempo de contacto.....	40
3.4 Efecto del ozono sobre procesos de tratamiento subsecuentes.....	41
3.4.1 Prefiltración.....	41
3.4.2 Postfiltración.....	41
3.4.3 Previo a la adsorción con carbón activado.....	41
3.5 Objetivo de la prueba.....	42
3.6 Escala del estudio (aplicabilidad).....	42
3.7 Consideraciones para el diseño de una prueba de tratabilidad.....	42
3.8 Eficiencia de la transferencia de ozono.....	44
3.9 Demanda de ozono.....	45
3.10 Decremento de ozono.....	45
3.11 Oxidación.....	46
3.12 Desinfección.....	48
3.13 Control y medidas de seguridad en las instalaciones de ozono.....	49
CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA PARA EL DIMENSIONAMIENTO DE UNA CÁMARA DE OZONACIÓN.....	52
4.1 Aspectos a considerarse para el dimensionamiento de la cámara de ozonación.....	52
Ozono a la entrada.....	52
Ozono transferido.....	53
Ozono en la salida.....	53
Ozono consumido.....	53
Coeficiente de transferencia de masa, $K_L a$	56
4.2 Ejemplo aplicación para potabilizar agua.....	56
CAPÍTULO 5. ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO.....	62
5.1 Carbón activado.....	62
5.1.1 Propiedades del carbón activado.....	62
5.2 Definición del proceso de adsorción.....	65
5.3 Mecanismo de la adsorción.....	67
5.4 Parámetros que influyen en las propiedades de adsorción.....	67
5.5 Isotermas de adsorción.....	69
5.5.1 Isoterma de Freundlich.....	70
5.5.2 Isoterma de Langmuir.....	72
5.6 Mecanismos de adsorción.....	74
5.6.1 Reacción química.....	75
5.6.2 Acción biológica.....	75
5.6.3 Adsorción de compuestos aromáticos.....	76
5.6.4 Compuestos alifáticos no polares.....	77
5.6.5 Compuestos polares.....	77
5.6.6 Interacción química entre compuestos inorgánicos y carbón activado.....	78

5.6.6.1 Remoción de compuestos inorgánicos de soluciones acuosas diluidas.....	78
5.6.6.2 Remoción de cromo (VI) y cromo (III)	79
5.6.6.3 Mercurio (II) y compuestos relacionados	80
5.6.6.4 Hierro (III) y hierro (II)	80
5.6.6.5 Cianuro	81
5.6.7 Remoción de contaminantes orgánicos	81
5.7 Ventajas y desventajas del carbón activado	81
5.7.1 Ventajas	82
5.7.2 Desventajas	82
CAPÍTULO 6. MANUFACTURA DEL CARBÓN ACTIVADO.....	84
6.1 Materias primas	84
6.2 Proceso de fabricación del carbón activado	84
6.3 Criterios de selección para un carbón activado.....	86
6.4 Distribución de tamaño de poro	87
6.5 Regeneración del carbón activado	87
6.5.1 Regeneración por calor	88
6.5.1.1 Regeneración con vapor	88
6.5.1.2 Regeneración con un gas inerte caliente	89
6.5.1.3 Regeneración térmica	89
6.5.1.4 Reactivación térmica.....	90
6.5.2 Desorción en fase líquida	90
6.5.2.1 Regeneración química	90
6.5.2.2 Extracción supercrítica.....	91
6.5.2.3 Regeneración por disolvente.....	91
6.6 Sistema de regeneración de carbón activado	93
6.6.1 Transporte de la masa	93
6.6.2 Alimentación.....	95
6.6.3 Tanque de apagado y transporte	96
6.6.4 Equipo de separación de gases.....	96
6.6.5 Control e instrumentación.....	97
CAPÍTULO 7. PRUEBAS PRELIMINARES A LA ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO.....	98
7.1 Determinación de los compuestos presentes en el agua	98
7.2 Parámetros colectivos para compuestos orgánicos en solución	99
7.2.1 Carbón orgánico disuelto.....	99
7.2.2 Demanda química de oxígeno.....	100
7.3 Parámetros de caracterización	101
7.3.1 Absorbancia de la radiación ultravioleta	101
7.3.2 Formación potencial de trihalometanos	101
7.3.3 Otros parámetros de caracterización.....	102
7.4 Compuestos específicos.....	103
7.5 Análisis de adsorción.....	103
7.6 Parámetros de grupo.....	104
7.6.1 Cloro unido a compuestos orgánicos	104
7.6.2 Sulfuro unido a compuestos orgánicos.....	105
7.6.3 Ácidos orgánicos	105
7.7 Caracterización de la calidad del agua y el proceso de adsorción	106
7.7.1 Calidad del agua	106
7.7.2 Proceso de adsorción	106
7.8 Objetivos del tratamiento	107
7.8.1 Niveles máximos de contaminación para compuestos específicos y parámetros de grupos	107

7.8.2	Objetivos de tratamiento basados en parámetros colectivos.....	108
7.8.3	Estándares de tratamiento	108
7.9	Uso práctico del carbón activado en el tratamiento de agua.....	109
7.9.1	Localización de la adsorción con carbón activado en el tratamiento de agua	111
 CAPÍTULO 8. DIMENSIONAMIENTO DE TORRES DE ADSORCIÓN.....		112
8.1	Funcionamiento de la adsorción y curvas de ruptura.....	112
8.2	Capacidad de adsorción del carbón	114
8.3	Capacidad de adsorción de agotamiento.....	114
8.4	Consideraciones de diseño. Filtros adsorbedores y postcontactores.....	115
8.4.1	Efecto del retrolavado y frente de adsorción.....	116
8.4.2	Configuración de un adsorbedor.....	117
8.4.3	Diseño de un contactor.....	118
8.5	Modelos matemáticos para el diseño de columnas de adsorción con carbón activado.....	121
8.5.1	Bases de diseño en el modelo de transferencia de masa	121
8.6	Método de escalamiento.....	124
8.7	Aproximación cinética.....	126
8.8	Ejemplo de dimensionamiento	127
 CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES.....		134
 BIBLIOGRAFÍA.....		138
 ANEXO.....		149
 GLOSARIO.....		157

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.4.1.1 Solubilidad del ozono en agua 12

Tabla 1.4.1.2 Presión de vapor del ozono en función de la temperatura 13

Tabla 1.6.1.1 Relaciones experimentales de H₂O₂/O₃..... 17

Tabla 1.7.5 Dosis de ozono para contaminantes presentes en el agua..... 25

Tabla 2.2.1 Factores para la selección de un sistema de preparación de gas de alimentación 28

Tabla 2.3.1.1 Características de los generadores de ozono..... 30

Tabla 2.4.1 Tipo de difusor por aplicación..... 32

Tabla 3.1.1 Puntos de aplicación del ozono en las plantas potabilizadoras..... 40

Tabla 3.7.1 Consideraciones para el diseño de pruebas de tratabilidad..... 43

Tabla 3.13.1 Aspectos generales de control y seguridad del proceso..... 50

Tabla 5.5.2.1 Ecuaciones de isotermas de adsorción para componentes puros 74

Tabla 6.2.1. Tipos de carbón..... 86

Tabla 8.4.3.1 Principales características de los adsorbedores..... 118

Tabla 8.4.3.2 Unidades y valores típicos para parámetros de adsorbedores de carbón activado..... 119

Tabla 8.8.1 Datos obtenidos a partir de la prueba de determinación del punto de ruptura..... 127

Tabla A.1. Normatividad para la calidad de agua potable..... 150

Tabla A.2. Diferentes estratos y su aportación al acuífero..... 154

Tabla A.3. Diferentes contaminantes y su efecto tóxico en el cuerpo humano 155

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.5.1 Reacciones del ozono en forma directa y vía radicales libres. 16

Figura 2.1.1 Componentes del sistema de ozonación. 27

Figura 2.2.1 Sistema de preparación de aire. 29

Figura 2.3.1 Producción de ozono por el método de corona de descarga. 31

Figura 2.4.1 Cámara de contacto en tres etapas con difusor de burbujas. 33

Figura 2.4.2 Cámara de contacto tipo Kerag. 33

Figura 2.4.3 Cámara de contacto con lecho empacado, usada en Sipplingen, Alemania. 34

Figura 2.4.4 Cámara de contacto y difusión en tubo profundo "U". 34

Figura 2.4.5 Cámara de contacto con difusor de plato poroso. 35

Figura 2.4.6 Cámara de contacto con difusor de turbina radial estático sumergido. 35

Figura 2.4.7 Sistema de difusión por inyección y cámara de contacto. 36

Figura 2.4.8 Sistema de difusión tipo esparcido y cámara de contacto. 36

Figura 3.9.1 Determinación de la demanda de ozono. 46

Figura 3.10.1 Representación de la velocidad de decremento de ozono. 46

Figura 3.11.1 Representación exponencial de la relación entre $\ln \{C\} / [C_0]$ y (tiempo / dosis de ozono). 48

Figura 3.11.2 Representación lineal de la relación de $[C] / [C_0]$ y dosis de ozono, (mg/L). 48

Figura 3.12.1 Representación de la inactivación, relación entre $\log_{10} (N_0/N_t)$ contra tiempo de contacto. 50

Figura 4.1 Representación de un reactor perfectamente agitado. 54

Figura 5.5.1 Determinación de las isotermas de adsorción por el método a). 71

Figura 5.5.2 Determinación de las isotermas de adsorción por el método b). 71

Figura 5.5.1.1 Isotherma de Freundlich en su forma logarítmica. 72

Figura 5.5.2.1 Isotherma de Langmuir en su forma lineal. 74

Figura 6.2.1 Esquema general para la producción de carbón activado. 85

Figura 6.5.2.3.1 Ciclo de regeneración por disolvente en fase líquida. 92

Figura 6.6.1 Arreglo típico de un sistema de adsorción con carbón activado granular. 94

Figura 8.1.1 Curva típica de ruptura para el carbón activado, en la que se muestra la zona de transferencia de masa (ZTM) en relación con el volumen de agua tratada. 113

Figura 8.2.1 Representación de la isoterma para determinar la capacidad de adsorción del carbón. 114

Figura 8.5.1.1 Línea de operación y curva de la isoterma de adsorción. 123

Figura 8.8.1 Curva de ruptura. 128

Figura 8.8.2 Representación de $\ln ((C_0/C)-1)$ contra volumen. 128

RESUMEN

En este trabajo se presentan las características de los procesos de ozonación y adsorción con carbón activado bajo el siguiente esquema:

- En el Capítulo 1 se describen las características principales del ozono, su origen natural e industrial, los factores que influyen en su transferencia así como las reacciones de oxidación que se llevan a cabo con los contaminantes presentes en el agua. De igual manera se describen los llamados procesos de oxidación avanzada, los cuales consisten en el acoplamiento del ozono con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) ó radiación UV. Los efectos del ozono como desinfectante, oxidante y otras aplicaciones también serán estudiadas. Finalmente se describen algunas de las ventajas y desventajas del uso de ozono en el tratamiento de agua.
- En el Capítulo 2 se desarrollan las características de los principales componentes de un sistema de ozonación como son: el sistema de la preparación de aire, la generación de ozono, el suministro eléctrico, las cámaras de contacto y sistemas de difusión, así como el destructor del gas residual.
- En el Capítulo 3 se plantea la importancia de los estudios de tratabilidad, la dosis de ozono necesario, el tiempo de contacto, las consideraciones para realizar una prueba de tratabilidad, la eficiencia en la transferencia del ozono, la determinación de la demanda de ozono, el decremento de ozono durante una prueba, así como el comportamiento para la oxidación y desinfección; en este capítulo también se presentan algunos aspectos de seguridad y medidas de control que deben considerarse en un sistema de ozonación.
- En el Capítulo 4 se presentan algunos aspectos a considerar para el dimensionamiento de una cámara de contacto de ozonación así como un ejemplo de aplicación.
- En el Capítulo 5 se describen las propiedades del carbón activado como lo son su gran área superficial, porosidad, tamaño del poro, humedad, su poder catalítico, entre otras; además de su capacidad de captación de sustancias disueltas en el agua. Se definen el proceso y mecanismo de adsorción, así como los factores que influyen en las propiedades de la adsorción. Se mencionan los modelos de isotermas más usuales. Se describen algunos mecanismos de reacción entre el carbón activado y diferentes contaminantes. También se

contemplan algunas de las ventajas y desventajas del uso del carbón activado en el tratamiento de agua.

- En el Capítulo 6 se desarrollan los diferentes procesos de fabricación del carbón activado así como las principales materias primas, los criterios de selección de un carbón activado y las diferentes formas de regenerar el carbón agotado y la descripción general de un sistema de regeneración de carbón.
- En el Capítulo 7 se presentan algunos de los factores a considerar antes de un tratamiento con carbón activado como son la caracterización del agua.
- En el Capítulo 8 se describen los factores a contemplarse para el diseño y dimensionamiento de columnas de adsorción, se presentan algunos de los métodos de cálculo y finalmente se realiza un ejemplo de dimensionamiento.
- En el Capítulo 9 se presentan las conclusiones de este trabajo.

ANTECEDENTES

El agua es vida, y aún antes de la vida como la conocemos, la Biblia relata que, al principio de los principios, "la tierra estaba desolada y el agua cubría el abismo". El agua estuvo presente desde el comienzo y durante la creación.

El agua es vida para las plantas, los animales, los humanos e incluso del mundo en sí, ya que comprende tres cuartas partes de la tierra.

Las grandes civilizaciones humanas nacieron a orillas de los importantes cursos de agua, necesaria para la vida y la agricultura que fue su base primaria. Las milenarias culturas de China, la India, Mesopotamia, Egipto y Roma son ejemplos clásicos. Los pueblos de las culturas americanas también cumplieron con esta regla.

Saliendo del esquema poético y religioso, tenemos que el agua forma parte integral de nuestra existencia. El cuerpo de un adulto promedio está constituido de aproximadamente 55% a 60% de agua; el cerebro es 70% de agua, la sangre 82%, y los pulmones casi 90%. Una pérdida de 3% de agua causaría fatiga y puede representar serios daños en el organismo. Una pérdida de 10% de agua corporal sería tan serio que puede poner la vida en peligro.

El agua se mantiene en tres estados: líquido, gas (vapor) o sólido (hielo). En la naturaleza se "recicla" constantemente, es decir, se limpia y se renueva trabajando en equipo con el sol, la tierra y el aire, para mantener el equilibrio en los ecosistemas. La interminable circulación del agua en la tierra se llama ciclo hidrológico.

Aunque el agua está en movimiento constante, se almacena temporalmente en los océanos, lagos, ríos, arroyos, cuencas, y en el subsuelo. Nos referimos a estas fuentes como aguas superficiales y aguas subterráneas.

El agua pura es un recurso muy valioso y al mismo tiempo muy frágil, por lo cual ya no existe en la faz de la tierra como tal. La rapidez con la que se efectúa el proceso de purificación del agua se encuentra en conflicto permanente frente a la velocidad con que el ser humano contamina las fuentes del vital líquido.

A través del suelo frecuentemente penetran plomo, bacterias y contaminantes químicos los cuales eventualmente terminan depositándose en los mantos acuíferos, de donde obtenemos el agua para nuestro consumo.

La protección del agua en lo que se refiere a cantidad y calidad, es prioritaria, y por ello las fuentes de agua que sirven para cubrir las necesidades de agua potable, deben ser protegidas en la mejor forma posible de impurezas y del deterioro de su calidad (Vázquez, 1996), como es el caso de la Ciudad de México, donde el abastecimiento de agua para la creciente población representa un gran reto.

La Ciudad de México es el centro cultural, económico e industrial de la República Mexicana. Con una población que se acerca a 20 millones de habitantes, se ha convertido en un imán de crecimiento. Desde las áreas rurales fluyen en forma constante a la región grupos migratorios conformados por personas en busca de trabajo y los beneficios económicos que suelen generarse en los centros de poder político. Muchos de estos inmigrantes se establecen de manera ilegal en los límites urbanos, con la esperanza de que el gobierno les proporcione, eventualmente, servicios públicos.

Ante esta situación, se prevé que en un futuro cercano el suministro de agua a la Ciudad de México será insuficiente y tendrán que buscarse otros medios para conseguir el líquido vital y resolverse adecuadamente para evitar una crisis. El continuo crecimiento urbano, junto con el escaso financiamiento, han limitado la capacidad del gobierno para extender la red de abastecimiento de agua a las áreas que carecen del servicio, para reparar fugas y para tratar las aguas residuales. Casi el setenta y dos por ciento del abastecimiento de agua de la ciudad proviene del acuífero localizado bajo el área metropolitana, el cual ha venido padeciendo una considerable sobreexplotación. Los niveles de agua del subsuelo se han venido abatiendo en el transcurso de los últimos 100 años, lo que ha provocado un hundimiento del suelo de la región; como consecuencia, el nivel de la superficie del área metropolitana ha sufrido un descenso de 7.5 metros, con respecto al nivel de referencia original. Esto propicia condiciones para que existan más inundaciones en la ciudad, lo que a su vez provoca daños a la infraestructura especialmente a las redes de agua potable y drenaje. Estas dificultades, combinadas con el manejo inadecuado de desechos peligrosos, provocan que el acuífero y el sistema de distribución sean vulnerables a la contaminación, con los consecuentes riesgos para la salud pública.

Casi el 72 por ciento del agua utilizada, se obtiene de distintas baterías de pozos que se encuentran explotando el acuífero de la Cuenca de México. En conjunto, el Distrito Federal y el Estado de México tienen 1,089 pozos registrados, a profundidades que van de 70 a 200 metros. Existe también un gran número de pozos no registrados, muchos de los cuales se encuentran en el Estado de México. Los pozos se localizan por lo general en cuatro campos diferentes, ubicados en el interior y en los alrededores de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM). Se les conoce como campos de pozos del Sur (Xochimilco), Metropolitano, Este (región de Texcoco) y

Norte. Fuentes de abastecimiento de agua relativamente menores, pero importantes a nivel local se derivan de las aguas superficiales de la cuenca, en gran medida represas de pequeños ríos y manantiales superficiales. El agua traída de las cuencas del Cutzamala y el Lerma contribuye con alrededor de un 26 por ciento al abastecimiento total.

El agua superficial de la Cuenca del Valle de México contribuye sólo con alrededor del 2 por ciento ($1.4 \text{ m}^3/\text{s}$) al abastecimiento de agua de la ZMVM.

En la Zona Metropolitana del Valle de México, el hundimiento es el castigo a la sobreexplotación. Además el acuífero es vulnerable a la contaminación que acompaña la consolidación, desecación y fracturamiento de las capas de arcilla del acuitardo. Debido a las impresionantes dimensiones y la gran densidad de población de la ZMVM, así como al hecho de que casi tres cuartas partes del área dependen del acuífero para el abastecimiento de agua potable, la protección de la calidad del agua subterránea es de la mayor importancia. Los desechos originados por la actividad doméstica, industrial y comercial, contienen diversos gérmenes patógenos y contaminantes tóxicos que si no se manejan en forma adecuada pueden llegar a representar un peligro. La posibilidad de que esos contaminantes se filtren al agua subterránea depende de muchos factores, tales como la composición de los suelos (materiales geológicos), el nivel freático, la tasa de recarga y otros factores ambientales que influyen en la movilidad o la degradación de los contaminantes (National Research Council, 1993). En la ZMVM, estos elementos varían en cada una de las tres principales zonas hidrológicas: la zona lacustre, la zona de transición de la región piedemonte y la zona de montaña.

La zona de transición merece especial atención, debido a que en ella se combinan la permeabilidad natural, la rapidez del crecimiento urbano y el incremento del número de pozos de abastecimiento. Los problemas de uso del suelo son múltiples: una gran proporción de asentamientos que carecen de recolección de aguas negras, canales de drenaje no revestidos que llevan aguas residuales sin tratar y aguas negras de origen doméstico; basureros mal confinados, así como un mal manejo del almacenamiento y desecho de materiales peligrosos (Mazari y Mackay, 1993). La zona de montaña no está tan urbanizada como las zonas de menor elevación. Sin embargo, los asentamientos humanos irregulares dispersos en la ladera de las montañas aumentan la posibilidad de contaminación.

Hasta hace poco, se suponía que las arcillas lacustres que subyacen en gran parte del área urbana formaban una capa impermeable y protectora que evitaba la penetración subterránea de los contaminantes. Sin embargo, la desecación y la consolidación de las capas de arcilla han propiciado el desarrollo de fracturas que pueden actuar como conductos para la migración subterránea de contaminantes (Rudolph *et al.*, 1991; Pitre, 1994). Los estudios de campo en sitios

predeterminados, muestran que los contaminantes han migrado a mayor distancia en las arcillas que lo que se había predicho con base en una formación arcillosa homogénea lo que apoya la hipótesis de que los contaminantes se mueven a través de las fracturas (Rudolph *et al.*, 1991).

La falta de tratamiento de aguas residuales, así como la práctica de utilizar canales no revestidos para el transporte de los desechos sin tratar es un problema que atañe sin duda a la salud pública y están muy generalizadas en México y en el resto de Latinoamérica (Organización Panamericana de la Salud, 1990b; Cech y Essman, 1992). Se calcula que la ZMVM genera aproximadamente 44 m³/s de aguas residuales (Comisión Estatal de Aguas y Saneamiento, 1993); de acuerdo con el Distrito Federal, más del 90 por ciento de los desechos líquidos industriales se descarga en el sistema de drenaje (Lesser y Asociados, S.A., 1993). El sistema combinado de drenaje transporta aguas residuales y agua de lluvia a través de una red primaria de 1,212 kilómetros de largo y una red secundaria de 12,326 kilómetros de longitud. En algunos sitios, el nuevo sistema de drenaje profundo penetra por debajo del acuitardo e intercepta el acuífero principal. En la época de lluvias, las aguas residuales se filtran al subsuelo a través de los túneles profundos; esto puede crear problemas en muchos de los sitios que se localizan dentro de la zona lacustre y donde la protección de la capa de arcilla ya es insuficiente. Los canales no revestidos representan un riesgo adicional de contaminación del agua subterránea, particularmente en las zonas de transición donde el suelo es altamente permeable.

Existen varios pozos abandonados, algunos de ellos abiertos muy cerca de la superficie, otros mal sellados. Muchos están cerca de canales de drenaje no revestidos que contienen aguas residuales domésticas e industriales. Estos pozos abandonados pueden representar una ruta alterna y más directa de contaminación hacia el acuífero.

La ZMVM, que alberga la zona industrial más importante del país, contiene alrededor del 45 por ciento de la producción industrial de la nación. Según el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, la cantidad de desechos peligrosos generados en el Distrito Federal es de alrededor de 3 millones de toneladas por año, de las cuales más del 95 por ciento son efluentes procesados o tratados que se arrojan al sistema municipal de drenaje. La parte restante, alrededor de 150,000 toneladas, son desechos sólidos que en su gran mayoría son enviados a los basureros municipales, o bien a basureros ilegales. Además de los desechos que siguen produciéndose en forma cotidiana, existen alrededor de 40 millones de toneladas de desechos peligrosos generados desde los años cuarenta, cuando la industrialización del área se incrementó en forma muy notoria. Otra preocupación relacionada con la calidad del agua es el riesgo que conlleva la aplicación de pesticidas en tierras dedicadas a la agricultura. Aunque en México no existe información confiable acerca del grado de contaminación del agua causada por pesticidas, la Organización Panamericana de la Salud (1990a) ha identificado varias cuencas de ríos en las que el uso de pesticidas pudiera representar un problema, e incluye la Cuenca del Lerma, que abastece una

parte del agua potable de la Ciudad de México. Se han detectado pesticidas en tejido adiposo humano en muestras obtenidas entre la población de la Ciudad de México (Albert *et al.*, 1980). Aunque la contaminación del organismo humano por pesticidas ocurre con mayor facilidad a través del consumo de productos agrícolas, o bien a causa de la contaminación que los arroyos de los campos agrícolas pueden provocar en aguas superficiales utilizadas como fuentes de agua potable (National Research Council, 1993), el filtrado de los pesticidas al agua subterránea a través de la subsuperficie es otra vía contaminante potencial.

Problemas de salud asociados al agua

En la ZMVM, al igual que en el resto del país, las enfermedades infecciosas gastrointestinales son el principal problema de salud. Los niños son especialmente vulnerables a este tipo de padecimientos, que a menudo provocan diarrea aguda y, en ocasiones, la muerte por deshidratación. La diarrea aguda prevalece en la ZMVM, donde algunas áreas muestran una mayor incidencia y mortalidad que otras. El promedio de enfermedad y mortalidad es más elevado en las jurisdicciones con mayores características rurales, localizadas al sureste del Distrito Federal (Milpa Alta y Tláhuac), así como en algunos municipios similares del Estado de México. Los parásitos protozoarios, como la *Giardia* y la *Entamoeba histolitica*, son agentes prominentes causales de diarrea. La disentería amibiana, endémica en México (Organización Panamericana de la Salud, 1990b), se transmite bajo la forma de quistes de *Entamoeba histolitica*, a menudo a través de agua de beber contaminada por heces (McFadzean y Pugh, 1976). El nivel normal de cloro tiene poco o ningún efecto en la amiba enquistada (Rose *et al.*, 1991).

Las infecciones de *Giardia* en niños pequeños representan igualmente un problema y prevalecen con promedios elevados en las áreas pobres de la Ciudad de México (Marrow *et al.*, 1992). Otros parásitos protozoarios dañinos para la salud documentados en la Ciudad de México son el *Balantidium coli*, *Naegleria fowleri*, así como algunas especies de *Acanthamoeba* (Rivera *et al.*, 1978, 1983, 1984, 1986). La exposición a las especies patógenas de *Naegleria* y *Acanthamoeba* puede provocar desórdenes en el sistema nervioso central e incluso la muerte, especialmente en niños pequeños. Se cree que los patógenos se adquieren por la nariz al nadar. Los niños que acostumbran jugar en el agua están especialmente en riesgo. Por esta razón, las autoridades deben poner especial cuidado en que las aguas destinadas al uso recreativo reciban los tratamientos adecuados.

Una gran variedad de virus entéricos pueden ser ingeridos en el agua no potable, incluidos algunos subgrupos de poliovirus, virus coxsackie, ecovirus, así como virus de hepatitis infecciosas. Estos virus pueden provocar desórdenes respiratorios, gastrointestinales y del sistema nervioso central. La hepatitis infecciosa produce enfermedades del hígado; la hepatitis A es, probablemente, endémica en México (Cech y Essman, 1992). Entre todas las enfermedades conocidas causantes

de diarrea, la bacteria del cólera, el *Vibrio cholera*, sobresale por su aguda sintomatología. Otras bacterias que afectan la salud transmitidas por agua contaminada, o por comida infectada por el uso de agua contaminada, son la *Salmonella*, *Shigela*, *Campylobacter foetus*, *Yersinia enterocolitica* y *E. coli* (Sarti- Gutiérrez *et al.*, 1989; Castro, 1991).

La criptosporidiosis es una de las más graves enfermedades microbianas, porque puede causar infección aún a bajas concentraciones y se adapta muy bien a vivir en el agua y puede ser resistente a la desinfección que generalmente se aplica al agua potable (Rose, 1993).

Problemas de salud debidos a la presencia de químicos tóxicos

Además de los problemas típicos de los países en desarrollo, tales como la alta frecuencia de enfermedades infecciosas causadas por la contaminación fecal, México enfrenta los problemas característicos de las sociedades industriales (Organización Panamericana de la Salud, 1990b, 1990a). La contaminación del agua con químicos tóxicos (al igual que la contaminación del aire, el suelo y la comida) va en aumento en México. Lo químicos más preocupantes son los nitratos, los metales tóxicos y otros contaminantes inorgánicos, distintos solventes orgánicos volátiles y semivolátiles, los pesticidas agrícolas, los herbicidas y los radioquímicos. Además, son contribuyentes potenciales los lixiviados tóxicos originados por los restos químicos indebidamente desechados, las fugas en el almacenamiento subterráneo de productos industriales o generadores de energía, el agua de lluvia contaminada por la contaminación del aire, el escurrimiento en zonas agrícolas y los desechos procedentes de la actividad minera. Algunos químicos pueden provocar una toxicidad aguda o crónica. Otros pueden ser genotóxicos y tener efectos carcinogénicos, mutagénicos o teratogénicos.

Los productos derivados de la desinfección con cloro del agua ya tratada (por ejemplo, los trihalometanos), se han convertido en tema de preocupación para las sociedades industrializadas. Estos derivados tóxicos se forman cuando al agua que contiene componentes orgánicos se le añade cloro para desinfectarla. El resultado del balance entre el riesgo de los derivados de la desinfección (que son riesgos de bajo nivel y a largo plazo) y el riesgo de los microorganismos infecciosos, ha sido examinado recientemente. Frente a las altas tasas de mortalidad por enfermedades contraídas a través del agua, los riesgos de enfermedades crónicas derivadas de su desinfección, riesgos comparativamente mucho menores, no tienen una prioridad tan alta (National Research Council, 1995).

INTRODUCCIÓN

El crecimiento de la industrialización, de la urbanización y de la población así como el manejo inadecuado de los desechos peligrosos son factores que contribuyen al deterioro de la calidad del agua para abastecimiento en la ZMVM. Por esto, actualmente, son preocupantes las condiciones de degradación de la gran mayoría de los cuerpos de agua del país, tanto superficiales como subterráneos. Aunado a esto, no se cuenta con inversión para infraestructura de tratamiento de agua, se tienen carencias tecnológicas y de recursos humanos junto con una deficiente cultura de conservación del medio ambiente.

Como consecuencia, la tarea de acondicionar el agua antes de su distribución implica el desarrollo y aplicación de tecnologías óptimas de tratamiento que garanticen una calidad acorde a la establecida por la normatividad vigente en materia de agua potable (NOM-127-SSA1-1994), como las que se presentan en este trabajo.

La ozonación y el uso de carbón activado son dos operaciones que se consideran dentro de los procesos avanzados de tratamiento de agua, las cuales son necesarias de implementar debido a los criterios actuales de la calidad del agua de suministro para consumo humano, ya que los procesos convencionales de tratamiento no son suficientes para cumplir con la normatividad vigente. En consecuencia en la ciudad de México las autoridades correspondientes han empezado a incluir estos procesos en los pozos de extracción.

Cuando se aplica ozono a el agua antes de un proceso de adsorción con carbón activado se favorece el desarrollo bacteriano que se lleva a cabo en la superficie del carbón activado. El ozono oxida algunas de las sustancias húmicas de alto peso molecular y las convierte en formas de menor tamaño, que son más biodegradables. También es posible que las moléculas de menor tamaño se adsorban con mayor facilidad. El ozono también provoca que algunos contaminantes orgánicos de bajo peso molecular se volatilicen y se desprendan del agua antes de que esta llegue al adsorbedor.

El ozono se aplica en el tratamiento de agua debido a sus importantes características y propiedades, por lo que es utilizado para diversos propósitos como lo son la oxidación, la microfloculación entre otros. Como desinfectante es muy efectivo, además de que se utiliza en bajas concentraciones ya que es un potente agente germicida capaz de eliminar bacterias, virus, hongos y quistes de parásitos, todo ello sin provocar la formación de compuestos tóxicos ni dejar residuos en el agua, puesto que se descompone espontáneamente en oxígeno normal, aspectos

en los que aventaja al cloro y otros desinfectantes similares comúnmente empleados para estos fines.

El carbón activado provee de un método efectivo para remover una amplia gama de compuestos orgánicos y puede ser considerado para su uso en la remoción de subproductos de la desinfección y precursores orgánicos debido a su gran capacidad de adsorción y esta depende de la naturaleza del adsorbente y las características tales como el área superficial, distribución de tamaño del poro y la química superficial entre otras, además de las características de la molécula a adsorberse.

En el tratamiento de agua el carbón activado no solo abarca el control de los contaminantes orgánicos, sino también ciertas sustancias inorgánicas y el de microorganismos. Entre las sustancias inorgánicas, algunas son moléculas específicas, como el arsénico, el hierro, el manganeso y el plomo.

OBJETIVOS

Objetivos generales

- 1.1 Desarrollo de los fundamentos teóricos y prácticos de la tecnología de ozonación para el tratamiento de agua potable.

- 1.2 Desarrollo de los fundamentos teóricos y prácticos de la tecnología de carbón activado para el tratamiento de agua potable.

Objetivos particulares

- 1.1.1 Definir las aplicaciones más comunes de la ozonación para la potabilización de agua.
- 1.1.2 Describir los diferentes métodos de generación de ozono.
- 1.1.3 Presentar los métodos de destrucción del ozono residual.
- 1.1.4 Establecer la metodología de diseño del proceso de ozonación.

- 1.2.1 Definir las aplicaciones más comunes de la adsorción con carbón activado para la potabilización de agua.
- 1.2.2 Describir las diferentes formas de fabricación de carbón activado.
- 1.2.3 Presentar los métodos de regeneración del carbón activado gastado.
- 1.2.4 Establecer la metodología de diseño del proceso de adsorción con carbón activado.

CAPÍTULO 1. OZONO

1.1 El ozono en el tratamiento de agua

El ozono es usado en cientos de ciudades europeas para la desinfección y purificación del agua, durante las dos décadas pasadas ha tenido considerable interés en los Estados Unidos principalmente en el tratamiento de agua potable.

Por lo general el ozono es aplicado en el tratamiento de aguas para (Weber, 1979):

- ✓ Eliminar color
- ✓ Eliminar sabor y olor
- ✓ Desinfectar
- ✓ Eliminar hierro, manganeso
- ✓ Oxidar fenoles y cianuro

Por lo general el ozono es aplicado en el tratamiento de aguas para múltiples propósitos como se describirá más adelante.

1.2 Origen natural

El nombre del ozono proviene de la palabra griega ozein, que significa oler. Su fórmula molecular es O_3 y es un gas inestable de color azul, olor característico picante. El ozono es uno de los oxidantes más fuertes que se conocen.

Generalmente el ozono se encuentra en una mezcla diluida con aire u oxígeno. Se forma fotoquímicamente en la atmósfera de la tierra, pero en la biósfera se encuentra en muy bajas concentraciones (Vázquez, 1996).

A pesar de la cantidad relativamente pequeña que existe en la atmósfera el ozono juega un papel importante en las condiciones meteorológicas y climatológicas de nuestro planeta. Los orígenes naturales del ozono se pueden dividir en tres:

a) Acción de la luz solar sobre el O_2 en la estratósfera

El ozono como constituyente natural de la atmósfera, se genera por acción de la luz solar sobre el oxígeno a grandes altitudes. La máxima concentración aparece a una altura aproximada de 23 km. A estas alturas los rayos ultravioleta con longitud de onda menor a

242 nm, lentamente disocian la molécula de oxígeno (O₂) en oxígeno atómico (O) que rápidamente se combina con O₂ para formar ozono:



b) Acción de la luz solar en la tropósfera

Es la oxidación inducida por la luz solar sobre sustancias contaminantes emitidas a la atmósfera durante el día, tales como aldehidos, cetonas y monóxido de carbono, que forman radicales libres de oxígeno atómico y que con el oxígeno molecular producen al ozono. Por ejemplo, el dióxido de nitrógeno absorbe luz de menos de 430 nm y produce óxido de nitrógeno más oxígeno atómico, que con el oxígeno molecular genera al ozono, el óxido nuevamente se combina con el ozono y se obtiene dióxido de nitrógeno y oxígeno molecular con liberación de energía calorífica.

c) Descargas eléctricas

El tercer origen natural del ozono, en orden de importancia, es el producido por las descargas eléctricas cuando hay tormentas.

1.3 Producción de ozono para el tratamiento de agua

Evidentemente el utilizado para el tratamiento de agua no es el formado de manera natural, sino que es indispensable producirlo por medio de descargas eléctricas, esto se logra en la práctica comprimiendo aire el cual debe reunir ciertas características fisicoquímicas que se describen en el punto 2.2 y aplicándole una fuerte descarga eléctrica.

1.4 Parámetros que influyen en la transferencia del ozono

1.4.1 Solubilidad del ozono en agua

La concentración de ozono disuelto en agua en la saturación, C_s, puede expresarse en términos de la solubilidad S ó del coeficiente de adsorción, β. S está definida por el volumen del gas disuelto por unidad de volumen del líquido a la temperatura y presión bajo consideración y en presencia del gas en equilibrio a 0.703 kg/cm² de presión. Una expresión alternativa para S es la llamada relación de solubilidad, la cual expresa la concentración relativa como mg/L de ozono en agua por mg/L de ozono en la fase gas. A menudo β es nombrado coeficiente de adsorción de Bunsen, y representa el volumen de gas expresado como NPT, el cual está disuelto y en equilibrio por

unidad de volumen del líquido y a una temperatura dada cuando la presión parcial del gas es 1.033 kg/cm². Esto es igual a la presión del gas menos la presión de vapor del líquido.

Cuando el ozono está disuelto en agua sigue la Ley de Henry. De este modo los valores de C_s , son proporcionales a la presión parcial del ozono, P_γ a una temperatura dada.

La expresión para la concentración de saturación de un gas bajo condiciones termodinámicas ideales es la siguiente (Langlais *et al.*, 1991):

$$C_s = \beta M \cdot P_\gamma \dots\dots\dots \text{Ec. (3)}$$

donde

C_s : Concentración de saturación del gas disuelto, (kg/m³).

M : Volumen másico del gas, (kg gas / kg gas a NTP), para ozono 2.14.

P_γ : Presión parcial del gas en la fase gas, (atm).

Para agua pura, los valores de solubilidad S expresados en g/m³ de gas a 1 atm se presentan en la tabla 1.4.1.1.

Tabla 1.4.1.1 Solubilidad del ozono en agua.

TEMPERATURA DEL AGUA (°C)	SOLUBILIDAD, S (g/m ³ H ₂ O/ g/m ³ ozono)
0	0.64
5	0.50
10	0.39
15	0.31
20	0.24
25	0.19
30	0.15
35	0.12

En la tabla 1.4.1.2 se presentan valores de presión de vapor del ozono en función de la temperatura.

1.4.2 Influencia de la temperatura

Además de la disolución física varios efectos pueden afectar el equilibrio. Por ejemplo el pH afecta la velocidad de descomposición del ozono disuelto y los productos disueltos pueden reaccionar con el ozono durante las mediciones. El efecto más importante probablemente sea el de la temperatura.

La solubilidad del ozono aumenta al disminuir la temperatura, así se encuentra que el ozono es sumamente soluble a temperaturas menores de 35 °C (Seng *et al.*, 1993).

Tabla 1.4.1.2 Presión de vapor del ozono en función de la temperatura.

TEMPERATURA (°C)	PRESIÓN DE VAPOR (kg/cm ²)
-183	1.49E-3
-180	2.85E-4
-170	1.91E-3
-160	9.14E-3
-150	0.0337
-140	0.1008
-130	0.2583
-120	0.5804
-110	1.1759
-100	21.812

1.4.3 Influencia de pH y fuerza iónica

Roth y Sullivan (1981) desarrollaron la siguiente ecuación para la constante de la ley de Henry en función del pH y la temperatura:

$$H_a = 3.84 \times 10^{-7} \cdot [\text{OH}^-]^{0.035} \cdot e^{\frac{-2428}{T}} \dots \dots \dots \text{Ec. (4)}$$

donde

H_a : Coeficiente aparente de Henry, (atm/ fracción molar de ozono en el líquido).

T : Temperatura, (°C).

Esta expresión cubre intervalos de temperatura de 3.5-60 °C y para el pH de 0.65-10.2.

Es necesario realizar más experimentos para establecer que la solubilidad de ozono a valores de pH altos es baja, esto causa interferencia con la solubilidad del ozono molecular.

Una relación empírica para calcular la fuerza iónica del ozono para separar entre la fase gas y líquida ha sido propuesta como:

$$\ln H = 12.19 - \frac{2297}{T} + 2659 \cdot I - 688 \left(\frac{I}{T} \right) \dots\dots\dots \text{Ec. (5)}$$

donde

H: Coeficiente de Henry, (atm m³/mol)

I: Fuerza iónica, (mol/m³).

T: Temperatura, (K).

En un medio con fuerte mineralización (menos de 1000 mg/L de sólidos disueltos totales) el efecto de la fuerza iónica sobre la solubilidad del ozono parece mantenerse al margen (Langlais *et al.* , 1991).

1.4.4 Efecto de la descomposición térmica en la fase gaseosa

En experimentos con reactores semibatch para obtener el equilibrio de la solubilidad el ozono, se observó que el consumo ó descomposición del ozono puede observarse en la fase gaseosa siempre y cuando la concentración de ozono disuelta permanezca estable. La caída en la concentración de la fase gaseosa a la salida de la columna incrementa con la temperatura.

La descomposición térmica del ozono contenido en oxígeno seco a la presión atmosférica y sin ningún catalizador para iniciar la formación del radical oxígeno es una reacción de segundo orden de la forma:



La constante cinética asociada con la reacción se describe como (Langlais *et al.* , 1991):

$$k_2 = 2.02 \times 10^{-2} e^{\left(\frac{24000}{RT} \right)} \dots\dots\dots \text{Ec. (7)}$$

donde

k_2 : Constante cinética, ($M^{-1}s^{-1}$).

R : Constante de los gases, ($82 \text{ atm m}^3/\text{mol K}$).

T : Temperatura, (K).

1.4.5 Efecto de la descomposición del ozono en agua

Bajo condiciones representativas de tratamiento de agua, esto es, para bajas concentraciones de residual, la autodescomposición del ozono disuelto es aparentemente una reacción de primer orden con respecto al ozono. La concentración del radical hidróxilo influye en la descomposición en la velocidad de descomposición en una relación aproximada también de primer orden.

La energía de activación en dichas condiciones representativas está en el intervalo de 100-40 KJ/mol y es alta a valores de pH bajos. Un clásico tiempo de vida media (pH 7-8) es de 20 a 30 minutos para aguas relativamente puras (Langlais *et al.* , 1991).

1.5 Tipos de reacciones de oxidación con ozono

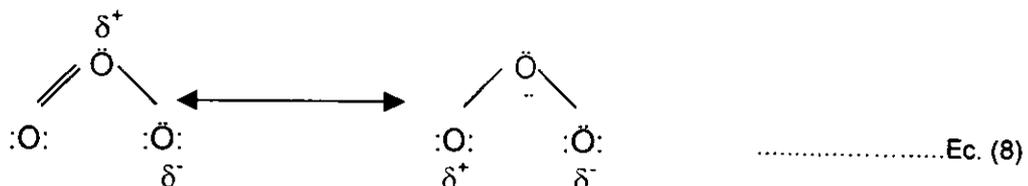
El ozono producido en fase gas es transferido al agua a tratar y ya en solución acuosa, el ozono puede actuar con varios componentes por medio de:

- ✓ Reacción directa con el ozono molecular, y
- ✓ Reacción con especies de radicales formados cuando el ozono se descompone en el agua (Hoigné y Bader 1977a, 1977b, 1978).

Estas 2 reacciones básicas del ozono en agua se ilustran en la figura 1.5.1.

1.5.1 Reacciones directas del ozono molecular

Las formas extremas de la estructura de resonancia en la molécula de ozono han sido representadas como sigue (Langlais *et al.* , 1991):



Esta estructura molecular favorece los mecanismos de oxidación directa en la cual pierde un átomo de oxígeno. El ozono puede reaccionar como un dipolo, un agente electrófilo, o agente nucleófilo. El segundo caso es el que más se presenta en el tratamiento de agua, ya que actúa sobre los aromáticos, aminas y mercaptanos.

1.5.2 Reacciones indirectas del ozono en fase acuosa

La molécula del ozono no es estable en agua y se descompone para generar radicales, principalmente el muy reactivo OH^\bullet (que tiene un electrón desapareado). De manera general, las condiciones que favorecen esta descomposición del ozono son el pH en condiciones básicas y la formación de radicales.

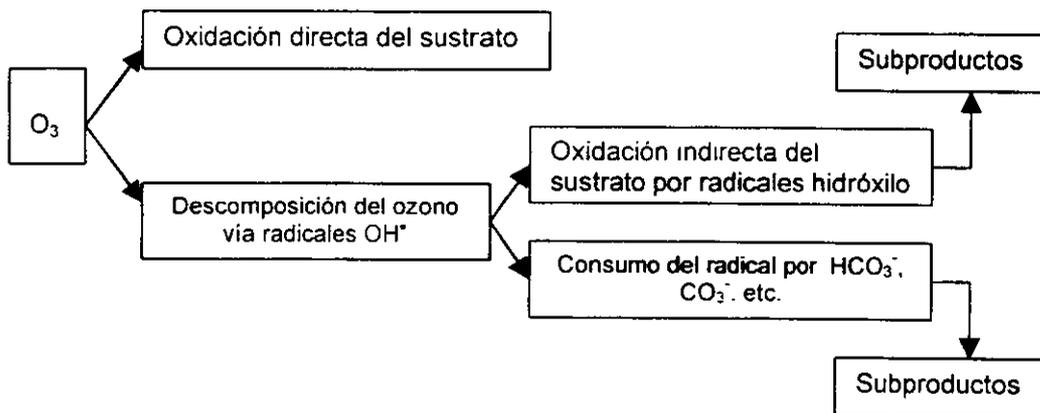


Figura 1.5.1 Reacciones del ozono en forma directa y vía radicales libres

1.6 El ozono en los procesos de oxidación avanzada aplicando peróxido de hidrógeno y radiación UV

Los procesos basados en la formación de especies altamente reactivas, como el OH^\bullet , son designados con el nombre de procesos avanzados de oxidación.

Sin embargo, de los diferentes métodos de oxidación avanzada, la producción de la especie OH^\bullet a partir del ozono es la más económica. El proceso generalmente se inicia elevando el pH, adicionando peróxido de hidrógeno ó aplicando radiación UV. La presencia de carbón activado en suspensión estimula dicho proceso (Hoigné, 1998).

1.6.1 Sistema Ozono / H₂O₂

El sistema ozono-peróxido de hidrógeno (O₃ – H₂O₂) también llamado peroxono produce radicales hidróxilo (OH[•]) por medio de diferentes reacciones en las que participan moléculas intermediarias como: H⁺, HO²⁺ y O³⁺. La suma de estas reacciones a una temperatura de 30- 35 °C da:



Este proceso se aplica para eliminar ciertos compuestos que imparten color y sabor, y que son resistentes a otros oxidantes incluyendo al ozono mismo. Como consecuencia de la gran reactividad de los radicales libres, el proceso permite la remoción con bajas dosis de ozono.

Un aspecto importante de considerar cuando se evalúa el uso de radicales libres para la desinfección de agua potable es la considerac.e reducción del tiempo de contacto.

El peroxono es efectivo para controlar coliformes (McGuire *et al.*, 1988), y si se mantiene algún exceso de ozono molecular se logra una efectiva remoción de virus colifagos, quistes de *Giardia muris* y bacterias heterotróficas (Ferguson *et al.*, 1990).

Esto se puede lograr si se mantiene un nivel de H₂O₂ en la alimentación suficientemente bajo para limitar la reacción con ozono y permitir la existencia de residual de ozono molecular.

La tabla 1.6.1.1 muestra valores experimentales de la relación de H₂O₂ /O₃ recomendados para la aplicación en sistemas de oxidación avanzada.

Tabla 1.6.1.1 Relaciones experimentales de H₂O₂ /O₃.

RELACION H ₂ O ₂ /O ₃ (g/g)	APLICACIÓN	REFERENCIA
0 - 1	Remoción de nitrógeno	Paillard <i>et al.</i> , 1990
0.3	Remoción de atrazina	Duguet <i>et al.</i> , 1991
0 - 2	Remoción de atrazina	Chramosta <i>et al.</i> , 1991
0.4	Remoción de materia orgánica natural	Allemane <i>et al.</i> , 1993

En general, los mecanismos de reacción y descomposición del ozono están regidos por las siguientes especies:

TIPO DE RADICAL	SIMBOLO	REACTIVIDAD
Radical hidróxido	OH*	muy reactivo
Ion radical superóxido	O* ₂ ⁻	activo
Ion radical ozonido	O* ₃ ⁻	poco reactivo
Ion radical óxido	O* ⁻	poco activo
Radical hidroperóxido	HO ₂ *	casi inerte

Es necesario considerar que:

- ✓ Ciertas reacciones son imposibles que se lleven a cabo por vía directa.
- ✓ Los ataques por reacciones directas son selectivas.
- ✓ Las reacciones por acción de los radicales no son selectivas.
- ✓ La presencia de consumidores como: HCO₃⁻, CO₃²⁻, HPO₄²⁻, influye en las reacciones radicalarias.

Sin adicionar peróxido de hidrógeno, la cantidad y concentración de radicales que se forman depende de la materia orgánica contenida en el agua la cual es representada por las sustancias húmicas y fúlvicas y tienen la propiedad de iniciar, promover y consumir el ozono.

1.6.2 Ozono- Radiación UV

El ozono absorbe la radiación ultravioleta tanto en fase acuosa como gaseosa, la máxima absorción se presenta a una longitud de onda de 253.7 nm.

En una fase acuosa enriquecida con vapor de agua, el mecanismo de fotólisis involucra la liberación de una molécula de oxígeno y de un átomo de oxígeno como ¹D (McGrath y Norrish, 1960).

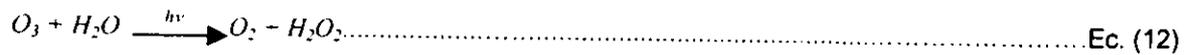


Posteriormente ¹D puede reaccionar con agua para producir radicales hidróxilo.

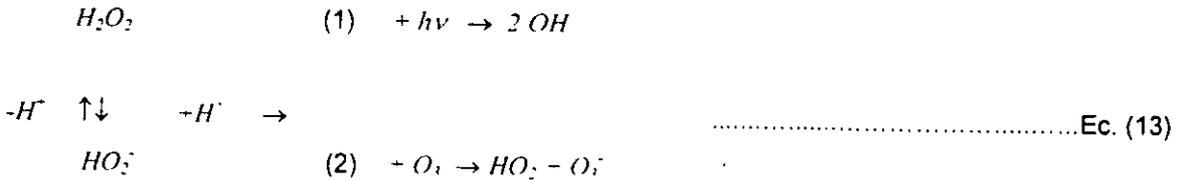


En fase acuosa, los radicales hidróxilo pueden combinarse para formar peróxido de hidrógeno (Taube, 1956).

La producción directa de H₂O₂ se da por la siguiente reacción (Peyton y Glaze, 1983):



El peróxido de hidrógeno así formado puede ser protonizado ó descompuesto por ozono, como se muestra en la siguiente reacción:



La fotólisis del H_2O_2 es muy lenta (Guittonneau, 1988a, 1988b) comparada con la velocidad a la que el O_3 es descompuesto por HO_2^{\cdot} , por lo que a pH neutro la reacción (2) es la reacción principal.

Para efectuar la fotólisis del O_3 mediante UV se emplea una lámpara comercial de mercurio, con una fuerte emisión a 255 nm, con profundidad de penetración del orden de 5 cm (Hoigné, 1998).

1.7 Efecto del ozono sobre diferentes contaminantes

La ozonación usada en el tratamiento de agua potable tiene como objetivos:

- ✓ Desinfección y control de algas.
- ✓ Oxidación de contaminantes inorgánicos (Fe, Mn).
- ✓ Oxidación de microcontaminantes
 - Destruir compuestos que producen olor y sabor.
 - Evitar la formación de trihalomentanos.
- ✓ Mejora en la coagulación de varios compuestos.
- ✓ Mejora en la filtración.
- ✓ Aumento de vida del carbón activado.

El ozono es usado en tres formas como: biocida, oxidante clásico y pretratamiento para mejorar procesos subsecuentes. Dentro de las principales aplicaciones en el tratamiento de agua potable para cada una de estas formas de acción tenemos las que se mencionan a continuación.

1.7.1 Desinfección (acción biocida)

El ozono, debido a sus propiedades oxidantes es considerado como uno de los agentes microbicidas más rápido y eficaz que se conoce. Su acción posee un amplio espectro que engloba la eliminación de:

a) Bacterias

Desde principios de siglo se empezó a usar para el tratamiento de agua.

Su efecto bactericida y bacteriostático se pone de manifiesto a bajas concentraciones (0.01 ppm o menos) y durante periodos de exposición muy cortos.

La diferencia entre bactericida y bacteriostático es que el primero mata las bacterias y el segundo les impide reproducirse, frenando rápidamente el crecimiento de sus poblaciones.

Aunque sean efectos muy distintos, en la práctica, una población sin capacidad de reproducción está condenada a su desaparición. De hecho, agentes antimicrobianos tan importantes como algunos antibióticos basan su poder en una acción bacteriostática.

b) Virus

Los virus son pequeñas partículas, consideradas frontera entre los seres vivos y la materia inerte, que no son capaces de vivir ni de reproducirse si no es parasitando células a las que ocasiona su destrucción.

A diferencia de las bacterias, los virus siempre son nocivos y provocan enfermedades al que atacan, como la gripe, el catarro, el sarampión, la viruela, la varicela, la rubéola y la poliomielitis.

El ozono actúa sobre ellos oxidando las proteínas de su envoltura y modificando su estructura tridimensional. Al ocurrir esto, el virus no puede anclarse a ninguna célula huésped y no se reproduce y muere.

La acción viricida es observable a concentraciones de ozono inferiores a la de acción bactericida debido a que la complejidad de la envoltura vírica es menor a la de la pared bacteriana.

c) Hongos

El ozono ofrece la posibilidad de eliminarlos mediante su acción oxidante que provoca un daño celular irreversible.

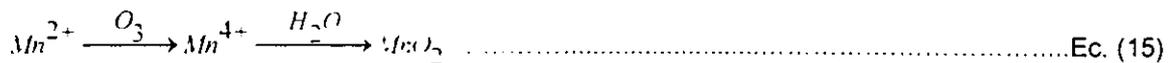
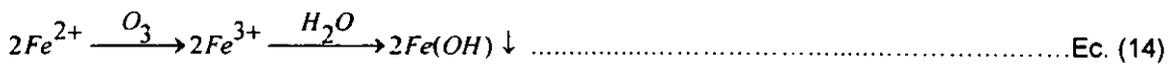
d) Esporas

Algunos hongos y bacterias en condiciones adversas, fabrican una gruesa envoltura, y paralizan su actividad metabólica, permaneciendo en estado de latencia (esporas). Cuando las condiciones vuelven a ser favorables se desarrollan normalmente y su metabolismo recupera su actividad. Estas formas de resistencia se conocen como esporas y son típicas de bacterias como las que provocan el tétanos, la gangrena gaseosa, el botulismo y el antrax. Este mecanismo de resistencia hace muy difícil el luchar contra ellas y, tratamientos tan útiles en otros casos como las altas temperaturas y multitud de antimicrobianos, se vuelven ineficaces (www.kingozono.com/ozonopagi.html).

El ozono a concentraciones ligeramente superiores a las usadas para el resto de las bacterias, es capaz de acabar con la resistencia de las esporas.

1.7.2 Oxidación de contaminantes inorgánicos (Fe, Mn)

La oxidación de hierro y manganeso que son los elementos más abundantes encontrados en la tierra son eliminados del agua con el ozono mediante las siguientes reacciones (Doré, 1989):



Las ecuaciones anteriores implican que si se requieren 0.43 mg de ozono por mg de Fe^{2+} y 0.87 mg de O_3 por mg de Mn^{2+} . La rapidez de reacción es superior para el hierro, es el orden de $10^5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. El manganeso es más difícil de eliminar que el hierro ya que en presencia de materia orgánica y sustancias húmicas en agua, estas son oxidadas primero. En este caso se adiciona un exceso de ozono respecto a la cantidad estequiométrica. Es importante recordar que la eliminación de estos elementos en agua para beber no obedece a algún problema específico de efecto a la salud. Más bien a problemas organolépticos y estéticos como lo es la coloración que imparten (Langlais *et al.*, 1991)

1.7.3 Oxidación de microcontaminantes

✓ Destrucción de compuestos que producen olor y sabor

El ozono posee la propiedad de destruir los malos olores atacando directamente la causa que los provoca, y sin añadir ningún otro olor.

La causa de los malos olores suele ser la materia orgánica en suspensión, y la acción de los distintos microorganismos sobre ella.

El ozono ataca a ambas causas. Por un lado oxida la materia orgánica, por ozonólisis y los microbios que se alimentan de ella.

Existe una amplia gama de olores los cuales pueden ser atacados por el ozono. Todo depende de la naturaleza de la sustancia causante del olor. Según dicha naturaleza se podrá establecer su vulnerabilidad hacia la acción del ozono, y las dosis de éste requerida para su eliminación.

✓ Destrucción de precursores de trihalometanos

Los materiales húmicos son los precursores de los THM (Trihalometanos) estos compuestos son oxidados completamente mediante la ozonación, por lo tanto si se aplica un tratamiento de ozono previo a la cloración, se reduce significativamente la producción de THM (Grenbenyunk, 1993). Esta aplicación es muy utilizada en Estados Unidos y con ella se busca la disminución de la formación de subproductos por efecto de reacción entre la materia orgánica disuelta que no se logra eliminar y el cloro que se sigue aplicando como desinfectante al final del proceso pero en menores dosis.

Las sustancias húmicas se utilizan para representar la materia orgánica disuelta en agua debido a su alta concentración (30-50% COD; Thurman, 1985) y a su origen verdaderamente natural. Estas sustancias pueden ser resultado de reacciones químicas, biológicas y fotoquímicas que llevan a cabo la degradación y la polimerización de la materia vegetal.

De acuerdo con su solubilidad las sustancias húmicas frecuentemente se dividen en ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, ácidos hematomelánicos y sus sales.

La estructura molecular de los ácidos fúlvicos y húmicos puede consistir de (Christman, 1983):

- a) Anillos aromáticos sencillos con tres a seis substituyentes alquílicos, ácidos carboxílicos, cetonas ó grupos hidróxilo.
- b) Cadenas cortas de hidrocarburos.
- c) Estructuras de anillos policíclicas incluyendo aromáticos polinucleares, aromáticos policíclicos y posiblemente piridina.

Los ácidos fúlvicos son más solubles que los ácidos húmicos (principalmente en forma coloidal), siempre representan una gran fracción.

Se ha encontrado que la relación de ácidos fúlvicos y húmicos se encuentra entre 1.5 y 9 (Legube *et al.* , 1989a), esta relación explica el porque muchas de las investigaciones sobre las sustancias húmicas tienen que llevarse a cabo con la fracción de los ácidos fúlvicos.

Las principales propiedades de estas sustancias húmicas son (Langlais *et al.* , 1991):

- ✓ Imparten color.
- ✓ Fuerte reactividad con los halógenos (cloro).
- ✓ Precursores de THM.
- ✓ Son productos que se absorben sobre carbón activado, sobre los coloides, y aquellos que pueden modificar el funcionamiento de la etapa de floculación.
- ✓ Taponamiento de resinas, membranas y equipo.
- ✓ Interferencia con el tratamiento del agua.
- ✓ Acomplejamiento de microcontaminantes orgánicos e inorgánicos, por ejemplo el acomplejamiento con metales los hace más solubles y por tanto menos fáciles de eliminar.

Por lo anterior, es necesario eliminarlos o modificarlos para hacerlos eliminables.

Los efectos que la ozonación de estas sustancias produce son (Langlais *et al.* , 1991):

- ✓ Ligero abatimiento de COT
- ✓ Reducción importante de la densidad óptica a 254 nm o 270 nm
- ✓ Muy fuerte reducción de color y absorbancia de UV
- ✓ Significante incremento de funciones carboxílicas
- ✓ Disminución de pesos moleculares
- ✓ Ligero decremento en las fracciones de alto peso molecular aparente y ligero incremento en las fracciones pequeñas

La ozonación de ácidos fúlvicos y húmicos, da como resultado los siguientes compuestos:

- ✓ Ácidos y diácidos
- ✓ Compuestos aromáticos simples
- ✓ Alcoholes
- ✓ Cetonas
- ✓ Aldehídos

Estos últimos son los más abundantes y representan la clase de compuestos frecuentemente encontrados en agua potable que ha sido ozonada. Estos pueden provenir tanto de ácidos húmicos como fúlvicos pero también de otros compuestos como los ácidos aminados.

La aplicación del ozono es una alternativa para la inhibición de formación de productos que si son altamente mutagénicos como es el caso de clorohidroxifuronas, los haloformos y THM que se forman cuando se aplica cloro y reacciona con el material húmico.

1.7.4 Mejora en la coagulación de varios compuestos

En los años sesenta en Francia Alemania y Escocia, el ozono fue usado especialmente para oxidar al hierro y manganeso, pues este causaba una floculación espontánea al entrar en contacto con el agua; lo cual condujo al desarrollo del proceso de "miscelación - desmiscelación" para aumentar la remoción de partículas en el agua de lagos. Las partículas resultantes fueron fácilmente removidas por filtración rápida en arena, con la ayuda de un polímero ó un coagulante de aluminio. En los casos en que la turbiedad coloidal no era apreciable después de la ozonación, la filtración podía ser omitida y el proceso fue llamado "Microzon", cabe hacer mención que la eliminación de la filtración final no resultaba siempre exitosa.

Además de la "miscelación – desmiscelación", se han utilizado varios nombres para describir estos efectos poco usuales del ozono, algunos de ellos son:

- ✓ Efecto microfloculante.
- ✓ Desestabilización de partículas inducida por ozono.
- ✓ Ozono como coagulante ó como ayuda de la coagulación.

A partir de la década pasada, los efectos coagulantes del ozono han sido usados con éxito en plantas potabilizadoras modernas de floculación – sedimentación - filtración y en plantas de filtración directa que usan una amplia variedad de medios filtrantes para el control de la turbidez. Mientras que en la mayoría de los casos la ozonación aplicada antes de un tratamiento convencional tiene un ligero efecto sobre la remoción última de las partículas (esto es, la remoción puede lograrse a dosis óptimas de coagulante), el ozono con frecuencia facilita la remoción de los materiales fácilmente coagulables. Esto tiene como resultado un ahorro en los costos del coagulante, en los del tratamiento de los lodos y en los de la disposición de lodos. En el caso de la filtración directa, existen indicios de que la preozonación puede mejorar la remoción de las partículas que pudieran no ser removidas de cualquier otra manera, independientemente de la dosis de coagulante.

Es importante entender que los efectos coagulantes del ozono van más allá de cualquier efecto oxidante directo sobre los macrocontaminantes orgánicos (por ejemplo la disminución de color, el incremento de la biodegradabilidad de los compuestos y la oxidación directa de los precursores de los trihalometanos). Finalmente, los efectos coagulantes del ozono tal vez no pueden ser observados con todos los tipos de aguas, sean potables ó residuales. Siempre que se considere el uso del ozono como una ayuda de coagulación, los efectos de la aplicación del mismo deben evaluarse en estudios a nivel piloto que incorporen los controles apropiados (Altamirano, 1997 y Orta *et al.*, 1998).

1.7.5 Dosis recomendadas para diferentes contaminantes

En la Tabla 1.7.5 se presentan los valores de dosis encontradas para ciertos contaminantes.

Tabla 1.7.5 Dosis de ozono para contaminantes presentes en el agua.

APLICACIÓN	DOSIS TEÓRICA DE OZONO (ppm)	DOSIS REAL DE OZONO (ppm)	REFERENCIA
Fe ²⁺	0.40	0.14-0.5	Knocke, 1990 y Vázquez, 1996
Mn ²⁺	0.88	0.5-1	Langlais <i>et al.</i> , 1991
S ²⁻	0.6	0.6-1.5	Garay y Cohn, 1992
Virus Porcine Pigina	0.024		Garay y Cohn, 1992
Bacteria fas f2	0.033		Garay y Cohn, 1992
Virus Coxsackie	0.51		Garay y Cohn, 1992
Virus polio	0.012		Garay y Cohn, 1992
Virus polio	0.015		Garay y Cohn, 1992
Escherichia coli	0.53		Garay y Cohn, 1992
Escherichia coli	0.239		Garay y Cohn, 1992
Coliformes fecales		3-5	Rakness <i>et al.</i> , 1993
Color	1-3		Watts, 1985 y Killops, 1986
Carbón orgánico total	0.3-0.4 mg/mg C		Chang y Singer, 1988
Carbón orgánico disuelto	1-2 mg/L O ₃ / mg/L carbón orgánico disuelto		Hoirné, 1998

1.8 Ventajas y desventajas del uso de ozono

1.8.1 Ventajas del uso de ozono

El ozono tiene una serie de características que lo hacen atractivo para la purificación del agua como son:

- ✓ Es un oxidante fuerte que reacciona rápidamente con la mayoría de los compuestos orgánicos y microorganismos como esporas, quistes y algas presentes en las aguas naturales y residuales.
- ✓ No imparte sabor ni olor al agua.
- ✓ Se produce a partir del oxígeno atmosférico por medio de energía eléctrica lo que dentro de la tecnología moderna constituye un proceso altamente atractivo considerando la disponibilidad de aire y de los avances en la generación de energía eléctrica.
- ✓ Mayor poder desinfectante frente a compuestos derivados del cloro.

1.8.2 Desventajas del uso del ozono

Las desventajas se refieren principalmente a los costos y rendimientos del equipo generador de ozono, y a la calidad de los métodos de inyección del gas. Estos factores han sido mejorados por medio de refinamientos tecnológicos y nuevas técnicas. Además, las plantas convencionales de tratamiento están diseñadas para una aplicación inmediata del ozono, puesto que el gas debe inyectarse a presión (7.03 kg /cm^2) con el fin de evitar pérdidas de la mezcla ozono/aire u ozono/oxígeno que es costosa, tóxica y corrosiva (Vázquez, 1996).

CAPÍTULO 2. COMPONENTES DEL SISTEMA DE OZONACIÓN

2.1 Sistema de ozonación

Los sistemas de ozonación generalmente están compuestos por:

- ✓ Sistema de preparación del gas de alimentación (limpio y seco),
- ✓ Generadores de ozono,
- ✓ Cámaras de contacto y sistemas de difusión
- ✓ Sistema de destrucción del gas residual.

En la mayoría de las instalaciones, el ozono es producido eléctricamente a partir del aire ó de aire enriquecido con oxígeno libre de partículas y humedad, usando tubos ó platos dieléctricos siendo lo más común el empleo de tubos horizontales.

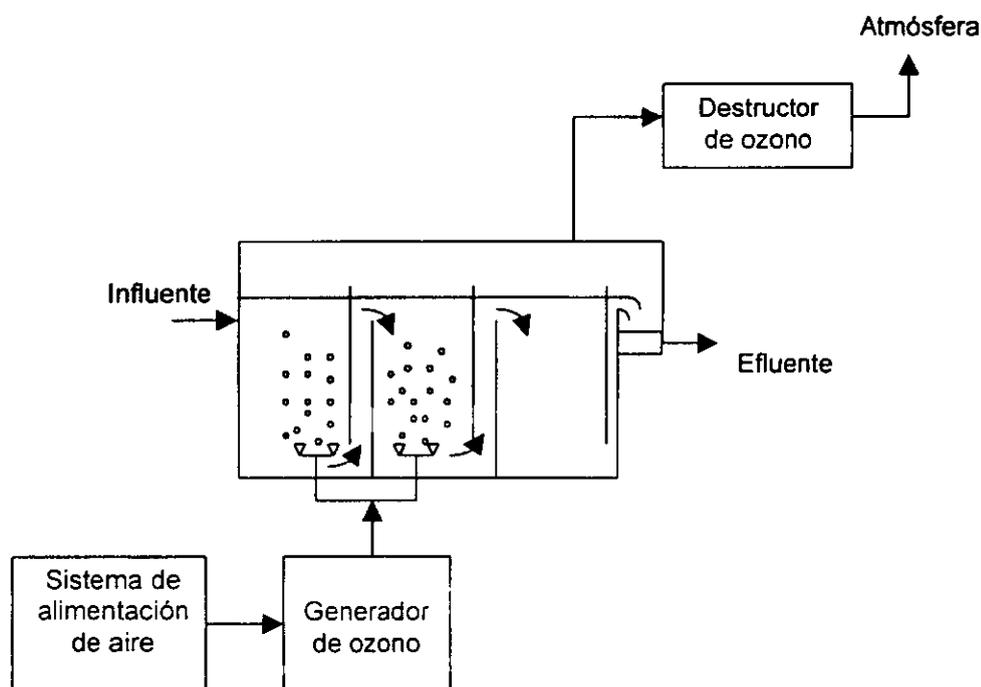


Figura 2.1.1 Componentes del sistema de ozonación.

2.2 Preparación del gas de alimentación

La preparación del gas de alimentación es fundamental ya que afecta directamente el rendimiento de producción de ozono por lo que es necesario que esté limpio y libre de humedad.

Debido a la descarga eléctrica, el N_2 del aire se oxida formando N_2O_5 el cual en presencia de trazas de agua se hidroliza formando ácido nítrico que es altamente corrosivo ($N_2O_5 + H_2O \rightarrow 2HNO_3$), por lo que el aire debe secarse para evitar su formación. proteger al equipo e incrementar la eficiencia del generador (Doré, 1989).

La calidad y la concentración de ozono producido dependen del secado del aire alimentado. Para producir ozono por la descarga eléctrica, los proveedores recomiendan que el aire sea secado al menos a unos $-60\text{ }^\circ\text{C}$ para asegurar que se encuentre por debajo del punto de rocío y provocar que se condense el agua presente (Vázquez, 1996).

Los sistemas de preparación incluyen compresor, enfriador de aire, secador y filtro de partículas. Los factores que deben considerarse para la selección de un sistema de preparación de gas de alimentación se enlistan en la tabla 2.2.1 (Langlais *et al.*, 1991) y en la figura 2.2.1 se presenta el esquema general de un sistema de preparación de aire.

2.3 Generación de ozono

El ozono puede ser generado por tres métodos:

- ✓ Fotoquímico
- ✓ Electrólisis del ácido sulfúrico
- ✓ Corona de descarga

Tabla 2.2.1 Factores para la selección de un sistema de preparación de gas de alimentación.

• La producción de ozono necesaria para un periodo anual de operación.
• Los requerimientos específicos de aplicación, como: <ul style="list-style-type: none">• Agua con un alta demanda inicial de ozono• Oxidación de compuestos altamente oxidables (ó de difícil oxidación).• Mantener un residual de ozono disuelto durante un periodo específico para el aseguramiento de la desinfección.
• La capacidad inicial y el modelo de crecimiento proyectado para facilitar la ozonación.
• La complejidad del equipo de operación y mantenimiento.
• La filosofía financiera de operación.

Adaptado de: Langlais *et al.*, 1991.

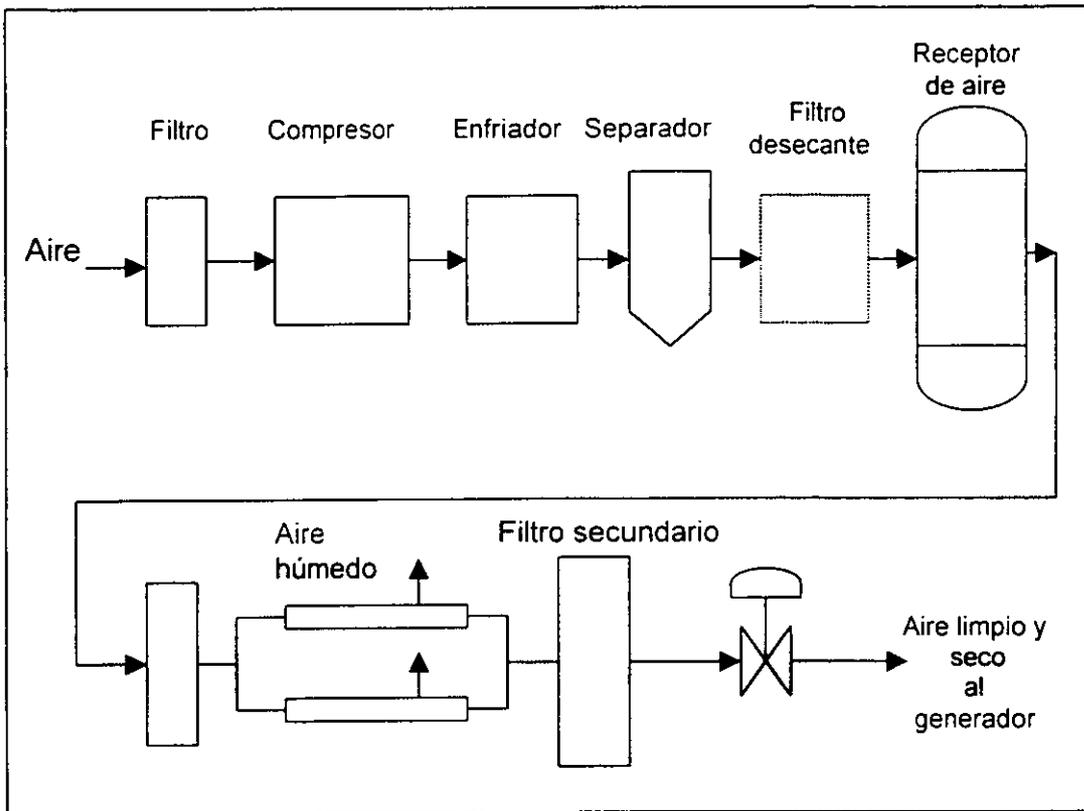


Figura 2.2.1 Sistema de preparación de aire.

a) Fotoquímico

Se basa en el principio de la ionización del aire o del oxígeno por medio de luz ultravioleta con una longitud de onda menor a 200 nm. Es muy económico para el tratamiento de pequeñas cantidades de agua que no demanden gran cantidad de ozono pero consume gran cantidad de energía, y es severamente afectado en su eficiencia por la humedad y la durabilidad de la lámpara.

La desventaja más importante del método fotoquímico es la baja concentración de ozono producido (0.5% en peso), pues este se forma a una longitud de onda de 185 nm, se destruye a 254 nm y las longitudes de onda que coexisten en el sistema. Este método generalmente se usa para desinfectar y eliminar malos olores (Langlais *et al.*, 1991).

b) Electrólisis del ácido sulfúrico

La producción sintética del ozono fue descubierta por Schönbein en 1840, se efectúa por medio de la electrólisis del ácido sulfúrico. El principio es muy simple por lo que es atractivo en pequeña escala (Shimamune, 1995). Las ventajas principales son el uso de bajo voltaje de

corriente directa, la ausencia de gas de alimentación, el tamaño reducido del equipo y la generación a altas concentraciones de ozono. Sin embargo presenta corrosión y erosión de los electrodos, requiere electrolitos especiales ó agua con baja conductividad, la formación de incrustaciones en los electrodos y, en ocasiones, genera cloro libre si existen iones de cloruro en el agua, lo que afecta significativamente la formación del ozono y por lo tanto baja el rendimiento.

c) Corona de descarga.

Es el método más utilizado para producir ozono en grandes cantidades, sin embargo, el 10% de la energía suministrada, es usada y el resto es disipada como luz, calor y sonido. Consiste en hacer pasar una corriente de aire u oxígeno, libre de humedad (punto de rocío menor a - 60 °C), a través de una descarga eléctrica, producida al aplicar alto voltaje entre dos electrodos utilizando un dieléctrico para distribuir la carga. De acuerdo a lo anterior solo el método de corona de descarga se discutirá en los siguientes apartados. En la figura 2.3.1 se presenta el diagrama de la corona de descarga (Eliasson, 1986).

2.3.1 Suministro eléctrico

El sistema para el suministro eléctrico en los generadores por corona de descarga varía considerablemente de un fabricante a otro. En todos los casos el consumo de energía y la capacidad de generación de ozono son directamente proporcionales al voltaje y a la frecuencia. En la tabla 2.3.1.1 se presenta la clasificación de los generadores de ozono de acuerdo con el voltaje que manejan.

Tabla 2.3.1.1 Características de los generadores de ozono.

TIPO DE GENERADOR	FRECUENCIA (Hz)	VOLTAJE (kV)
Baja frecuencia	60	10-20
Frecuencia media	700-800	8-14
Alta frecuencia	2000-3000	8-10

Autor: Bryant *et al.* , 1992.

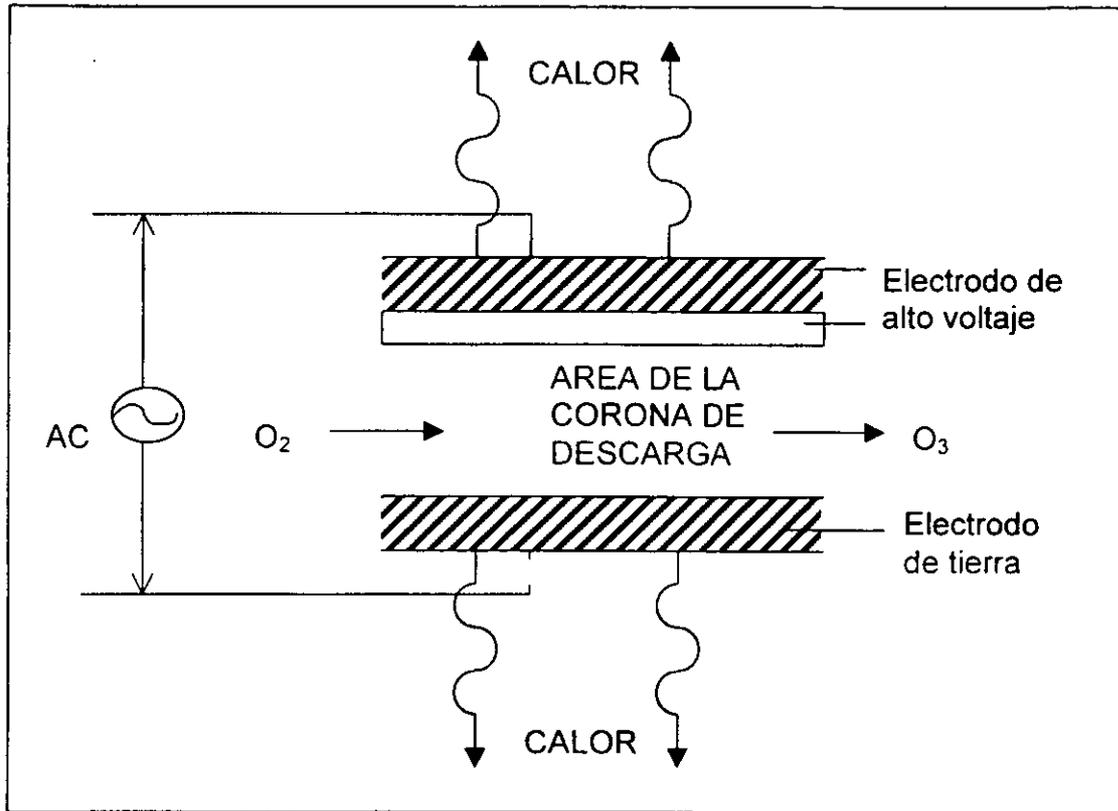


Figura 2.3.1 Producción de ozono por el método de corona de descarga.

2.4 Cámaras de contacto y sistemas de difusión

El ozono producido a partir de aire generalmente se encuentra en concentraciones bajas (de 18 a 53 gO_3/h , Doré, 1989) que deben ser transferidas de la fase gas a la líquida para llevar a cabo el tratamiento de aguas.

La transferencia de masa (difusión) es una limitante muy importante del proceso. Se requiere transportar una cantidad máxima en el menor tiempo posible para cumplir cuestiones económicas de construcción y operación. Para ello se emplea una unidad que maximice la transferencia denominada unidad de contacto que varían en términos del diseño, condiciones de operación, y el punto de aplicación. En algunos casos, el generador de ozono determina la cámara de contacto. Por ejemplo algunos generadores comerciales son más apropiados para ser usados con un sistema de contacto a presión subatmosférica. Sin embargo es más lógico seleccionar primero el tipo de sistema de contacto y luego como consecuencia el generador de ozono y el gas de alimentación.

El tamaño y la geometría del sistema de contacto, así como la concentración de ozono requerida determinan el tipo de sistema. La difusión de una alta concentración de ozono requiere de un diseño cuidadoso del sistema de contacto para lograr una distribución uniforme del ozono en el agua (Langlais *et al.*, 1991).

El diseño de los cámaras de contacto está fuertemente influenciado por la baja solubilidad del ozono en agua a las condiciones de concentración del gas de alimentación (de 1 a 10%) y como consecuencia, deben ser configuradas tanto para lograr tiempos de retención apropiados para desinfección y oxidación, como para obtener una eficiente transferencia de masa.

La selección del tipo de difusor a aplicar en una cámara de contacto es función del objetivo de tratamiento como se señala en la tabla 2.4.1.

Tabla 2.4.1 Tipo de difusor por aplicación.

APLICACIÓN	TIPO DE DIFUSOR
Desinfección primaria y secundaria	De burbujas finas multietapas, difusor de turbina estático
Eliminación de hierro y manganeso	Poroso de burbuja fina
Eliminación de color	Tipo inyector De burbuja fina
Eliminación de olor y sabor	De burbuja fina multietapas
Eliminación de algas	De tipo Kerag
Remoción de partículas	Cualquiera

Adaptado de: Vázquez, 1996.

En las plantas de tratamiento de agua los más frecuentemente instalados son los difusores porosos de burbuja fina.

- **Cámara de contacto en multietapas con difusor poroso de burbujas finas.**

Este diseño es el más generalizado en plantas de tratamiento de agua. Las cámaras de contacto son construidas de concreto con cemento resistente a la humedad y corrosión. Se diseñan de 1 a 6 etapas separadas por mamparas internas para obtener un tiempo de retención suficiente y alcanzar la transferencia requerida. El gas se aplica en el fondo de una cámara de contacto profunda por medio de difusores porosos, a contracorriente del flujo, reciclando los gases de salida a la primera etapa. El gas ozonado es normalmente descargado del generador a una presión entre 7 y 14.5 kg/cm², lo cual es suficiente para vencer tanto la carga hidrostática como la pérdida debida al paso del gas en la tubería y los difusores por lo que no se requiere energía adicional de entrada para una operación adecuada. En la figura 2.4.1 se presenta el esquema de una cámara de contacto en tres etapas con difusor de burbujas (Langlais *et al.*, 1991).

- **Cámara de contacto tipo Kerag con mezclador de turbina con presión positiva ó negativa.**

Utiliza un propulsor giratorio rápido con una base perforada, a través de la cual se introduce el ozono que se mezcla con la disolución en el fondo de la cámara de contacto (Vázquez, 1996). Este sistema ha sido instalado y operado en Massachusetts y Sturgeon Bay, Wisconsin, EUA, es común el uso de estas turbinas en cámaras de contacto múltiples (hasta 4 cámaras) donde los gases de salida de la segunda, tercera y cuarta cámaras son transportados hacia el agua de la primera cámara donde la demanda de ozono es mayor. La figura 2.4.2 muestra una cámara de contacto tipo Kerag (Langlais *et al.*, 1991).

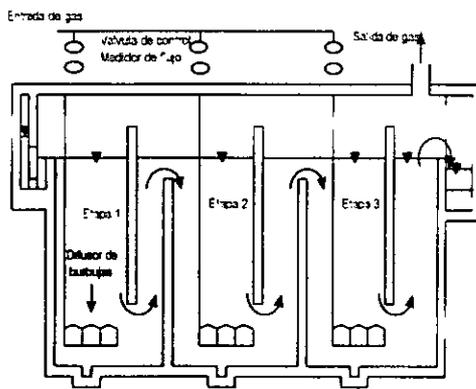


Figura 2.4.1 Cámara de contacto en tres etapas con difusor de burbujas.

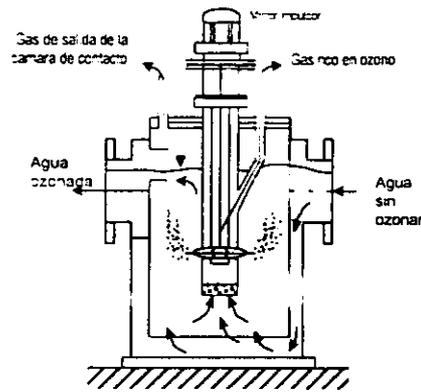


Figura 2.4.2 Cámara de contacto tipo Kerag.

- **Cámara de contacto con lecho empacado y sistema de difusión por inyección.**

Es un tratamiento a contracorriente de la mezcla ozono - aire ú oxígeno con la solución (Vázquez, 1996). Este tipo de cámaras empacadas han sido usadas en un limitado número de aplicaciones en el tratamiento de agua en los EUA, sin embargo en Alemania y Suiza se han utilizado para facilitar diferentes tratamientos, como es el caso de la planta de Sippligen, Alemania, con una capacidad de 31,540 m³/h, el ozono es inyectado directamente en la base de la cámara empacada para utilizar a esta como cámara de reacción como se muestran en la figura 2.4.3 (Langlais *et al.*, 1991).

- **Sistema de contacto y difusión en tubo profundo en "U".**

Consta de dos tubos concéntricos, primero el agua fluye por el tubo interno donde es inyectado el ozono a través de un orificio en la parte superior y el flujo regresa hacia arriba por el tubo externo, describiendo una trayectoria en "U" esquematizada en la figura 2.4.4 (Langlais *et al.*, 1991).

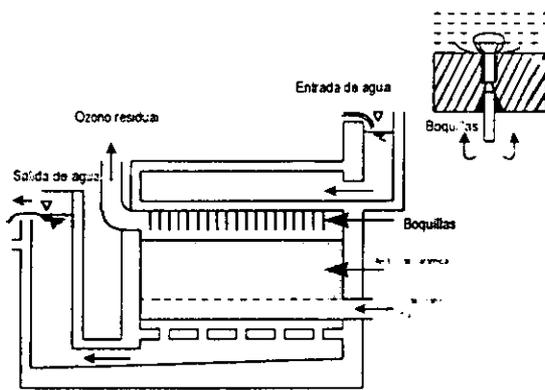


Figura 2.4.3 Cámara de contacto con lecho empacado, usada en Sipplingen, Alemania.

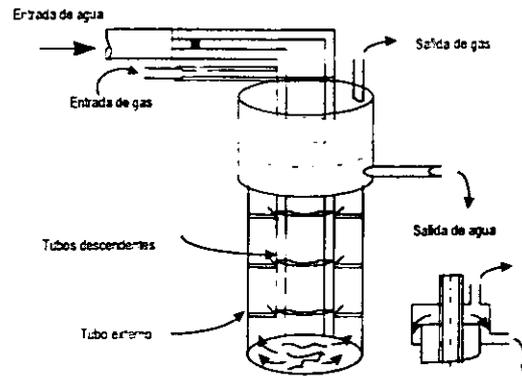


Figura 2.4.4 Cámara de contacto y difusión en tubo profundo "U".

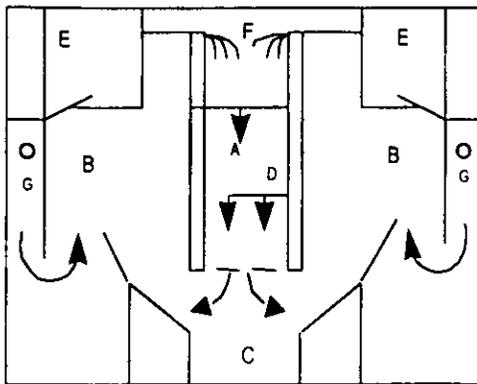
- **Cámara de contacto con difusor de plato poroso.**

Este sistema combina la ozonación y la flotación en una unidad que fue originalmente desarrollada para facilitar la remoción de algas previa a la filtración. Consta de un tanque de contacto dividido en dos cámaras, una de ozonación y la otra de flotación. El agua fluye hacia abajo a través del centro de la cámara de ozonación; el ozono se difunde hacia el agua a través del difusor de plato poroso localizado cerca del fondo de la cámara de ozonación. Simultáneamente una corriente de agua presurizada fluye hacia abajo sobre los difusores causando el rompimiento de las burbujas. En la figura 2.4.5 se esquematiza este sistema (Langlais *et al.*, 1991).

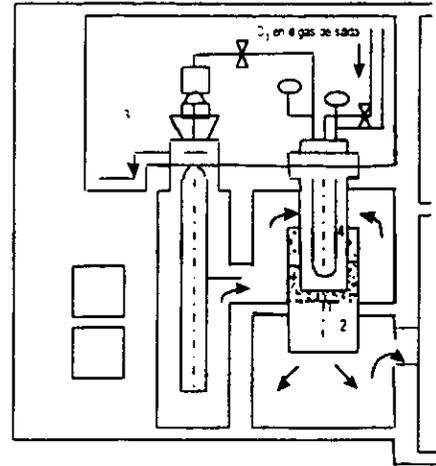
- **Cámara de contacto con difusor de turbina radial estático sumergido.**

Este sistema presenta las mejores eficiencias de transferencia pero su uso no se ha generalizado por los altos costos.

En este sistema, la turbina no cuenta con partes móviles facilitando el tenerlas sumergidas. Una corriente parcial del agua, aproximadamente del 4 % de la corriente de agua suministrada, es presurizada y mezclada con el gas ozonado en un elemento de mezclado estático localizado en la cabeza de la turbina. La mezcla gas/agua es inyectada al difusor a través de orificios que forman pequeñas burbujas debido a la alta presión. Después las burbujas asciende hacia la superficie del agua. Este tipo de difusores se maneja a contracorriente. Una instalación típica se muestra en la figura 2.4.6 (Langlais *et al.*, 1991).



- A: Cámara descendente de ozonación
- B: Cámaras de flotación
- C: Platos porosos de difusión
- D: Corriente de barrido (agua inyectada a través de orificios)
- E: Cámara de remoción de espuma
- F: Entrada de agua a tratar
- G: Salida de agua tratada



- 1 Cabezal del difusor
- 2 Cámara de difusión
- 3 Bomba de corriente parcial
- 4 Derramadero

Figura 2.4.5 Cámara de contacto con difusor de plato poroso.

Figura 2.4.6 Cámara de contacto con difusor de turbina radial estático sumergido.

• **Sistema de inyección**

El método de inyección es comúnmente usado en Europa, Canadá y Estados Unidos (Langlais *et al.*, 1991). El ozono es inyectado a la corriente de agua. En muchos casos, una corriente lateral del flujo total es bombeada a alta presión para incrementar el vacío disponible para la inyección de ozono. Después el ozono es inyectado a esta corriente lateral, esta contiene todo el ozono adicionado y es combinada con el resto del flujo bajo la acción de una alta turbulencia para mejorar la dispersión del ozono en el agua. En la figura 2.4.7 se muestra este sistema de inyección así como la cámara de contacto.

• **Cámara de contacto y difusor de tipo esreado.**

En este sistema se invierte el principio de difusión con respecto a los anteriores sistemas descritos pues el fluido a ser tratado se esprea a una atmósfera rica en ozono. El tiempo de contacto del fluido con el gas que contiene ozono es muy corto, por consecuencia este tipo de difusores se usa para reacciones instantáneas ó muy rápidas. En la figura 2.4.8 se muestra una cámara de contacto con difusor tipo esreado (Langlais *et al.*, 1991).

En una unidad típica de destrucción térmica, el ozono residual es calentado entre 300°C y 350°C, usualmente por menos de 5 segundos. El gas se calienta antes de ser descargado para pasar por un intercambiador de calor para recuperar la energía y precalentar la corriente de ozono residual que va a ser destruida.

2.5.2 Destrucción catalítica

El problema que presenta este tipo de destructor es la disposición de los catalizadores utilizados, ya que representan un problema ambiental. El uso de catalizadores para la destrucción de ozono es reciente, pero es el método más común en Estados Unidos.

Muchos catalizadores están basados en paladio, manganeso u óxidos de níquel. Algunas veces están colocados sobre un soporte, como por ejemplo el paladio se soporta en gránulos de aluminio (Masschelein, 1982).

Los catalizadores pueden ser desactivados reversible ó irreversiblemente por óxidos de nitrógeno, compuestos de cloro ó sulfitos, dependiendo de la naturaleza del catalizador (Orgler, 1982). La regeneración del catalizador debe hacerse calentando a la temperatura recomendada por el fabricante, generalmente de 500°C por un periodo de 6 a 7 horas. El tiempo de vida útil de un catalizador es del orden de 5 años, cuando el sistema es operado correctamente.

2.5.3 Adsorción sobre carbón activado

Este método es poco usado en plantas grandes por motivos de seguridad y el intenso mantenimiento que requiere. La adsorción en carbón activado fue usada en el pasado, principalmente en sistemas pequeños y su uso no es recomendado hoy en día. La reacción del ozono con el carbón activado seco genera una cantidad considerable de calor. El carbón se consume así por una lenta combustión, que resulta en la formación de partículas finas de carbón que son explosivas bajo las condiciones existentes en la unidad de destrucción de ozono (U.S. EPA, 1986). Este método además de ser peligroso es difícil de monitorear.

2.5.4 Recirculación del ozono residual al generador de ozono

La recirculación del ozono residual al generador de ozono puede ser práctica cuando se utiliza oxígeno para generar ozono. Sin embargo, el uso de esta técnica está limitada debido a la necesidad previa de destruir el ozono remanente además de que el gas debe estar seco y limpio para que pueda entrar al generador de ozono.

2.5.5 Reuso del gas de salida en un contactor a contra corriente

Una práctica común en Europa es el reuso del ozono de salida a contracorriente del flujo de la cámara de contacto con ayuda de una turbina.

2.5.6 Dilución y venteo

La dilución y el venteo fueron los primeros métodos de control utilizados en Europa. La dilución sólo se practica después de un exhaustivo reuso del ozono residual y, la de asegurarse, de que la concentración sea la adecuada para poder descargarla la atmósfera. Una dilución de 1 100 es usualmente aceptable (Langlais *et al.* , 1991).

CAPÍTULO 3. ESTUDIOS DE TRATABILIDAD

3.1 Importancia de los estudios de tratabilidad

Los estudios de tratabilidad son utilizados para determinar la forma y eficiencia de como un agua específica es depurada. Estos se pueden realizar desde establecer la factibilidad hasta la optimización de un tren de tratamiento completo. La escala con la cual se realiza el estudio está dictada por el objetivo del mismo y puede incluir evaluaciones a escala de laboratorio, escala piloto o escala de demostración.

Durante el diseño de un proceso de ozonación, el ingeniero debe decidir sobre la dosis de ozono a aplicar, el tiempo de contacto y otras variables. Para ello emplea los estudios de tratabilidad con la misma agua o similar, considerando las experiencias de plantas de tratamiento de las revisiones de literatura y discusiones con otros profesionales experimentados. La información más deseable proviene de los estudios de tratabilidad pues permiten proveer de estimadores exactos.

Una de las decisiones fundamentales es la determinación de la mejor localización (ó localizaciones) para el empleo del ozono en la secuencia del tratamiento. En efecto, el ozono se usa en la mayoría de las plantas para aplicaciones múltiples. En Estados Unidos, las plantas instaladas para desinfección (25 en el año 1992) tienen dos puntos de aplicación: como desinfección primaria (para el control de subproductos trihalometanos) y como desinfección secundaria (para la eliminación de microorganismos).

Actualmente en la mayoría de las plantas de potabilización, el ozono es usado en dos ó tres etapas a lo largo del tren de tratamiento:

- ✓ Al inicio
- ✓ Después de filtración
- ✓ Al final

Los puntos de aplicación del ozono en una planta potabilizadora se presentan en la tabla 3.1.1, así como la cantidad de ozono para eliminar el contaminante.

3.2 Dosis de ozono requerido

La dosis de ozono depende del objetivo del tratamiento, y es el dato más importante para el diseño del generador de ozono y del sistema de contacto. En todas las aplicaciones, el ozono es consumido no sólo por microorganismos a eliminar, sino también por otras sustancias que

demandan ozono, así como por su propia descomposición. La demanda de ozono total depende de la calidad específica del agua y puede variar ampliamente con las estaciones del año y la temperatura. Los estudios de tratabilidad permiten conocer la relación de la dosis necesaria para alcanzar una eficiencia prefijada en condiciones promedio y pico

Tabla 3.1.1 Puntos de aplicación del ozono en las plantas potabilizadoras.

CONTROL DE	PUNTO DE APLICACIÓN	DOSIS DE OZONO	MECANISMO DE ACCIÓN PREDOMINANTE
Color	Intermedio	Mediana -Alta	Molecular
Sabor y olor	Intermedio	Alta	Radicales
Patógenos	En USA al inicio y en Europa al final	Mediana- Alta	Molecular
Sustancias orgánicas carbonáceas	Intermedio	Mediana- Alta	Radicales
Subproductos de Cl ₂ (trihalometanos)	Intermedio, al inicio	Baja- Alta	Molecular, si se requieren altas eficiencias. Radicales
Fe/Mn	Al inicio – intermedio	Mediana	Molecular
Partículas	Al inicio	Baja	No es conocido
Algas	Al inicio – intermedio	Baja - Media	No es conocido

Alta: 8-6.5 mg/L, Mediana: 6.5-3mg/L, Baja: menor a 3 mg/L
Fuente: Langlais *et al.* , 1991

3.3 Tiempo de contacto

El tiempo de contacto óptimo varía para cada caso. En general, las reacciones con compuestos de fácil oxidación ocurren en menor tiempo que las de desinfección, consecuentemente, para aplicaciones de este tipo, el tiempo de contacto controla la eficiencia.

Con esta excepción, el efecto del tiempo de contacto en la mayoría de las reacciones con el ozono es de menor importancia que el de la cantidad de ozono transferido. Sin embargo, es recomendable que sea determinado para cada aplicación, ya que no necesariamente es el mismo en diferentes reactores. La intensidad de mezclado y la velocidad de transferencia asociados con un proceso pueden tener un efecto dramático en el tiempo de contacto. La velocidad de transferencia es un factor predominante y en cada gasto de agua a tratar se debe considerar la hidrodinámica de los procesos de difusión por burbujas finas que son los ampliamente usados en tratamiento de aguas. La presión recomendada para este proceso es del orden de 7.03 kg/cm². El sistema por eyectores tipo venturi es muy económico y está actualmente limitado a pequeñas

instalaciones y se está investigado ya que presenta los inconvenientes de corrosión, sobresaturación por oxígeno y nitrógeno y necesidad de desgasificación.

3.4 Efecto del ozono sobre procesos de tratamiento subsecuentes

La aplicación del ozono no solo tiene impacto benéfico en la calidad del agua, sino también en las operaciones subsecuentes de tratamiento. Los procesos que se mejoran son la coagulación/floculación, la filtración, el abatimiento de la generación de subproductos de la desinfección (de la ozonación y de adiciones subsecuentes o previas de otros desinfectantes) y los debidos a la presencia de la materia orgánica biodegradable. Por estas razones, los estudios de tratabilidad no sólo sirven para la ozonación sino también para integrar adecuadamente la secuencia total del proceso.

3.4.1 Prefiltración

La aplicación de ozono antes de una filtración proporciona una oportunidad para remover algunas de las sustancias que demandan ozono, especialmente en trenes de tratamiento de agua convencionales que emplean procesos de coagulación y sedimentación. Dicha remoción reduce significativamente la demanda de ozono para muchas reacciones de oxidación y puede reducir también la dosis requerida de ozono para fines de desinfección. Dependiendo de las necesidades específicas la ozonación antes de una filtración puede considerarse como un pretratamiento a la ozonación para lograr ambos objetivos optimizar los procesos de ozonación y de filtración.

3.4.2 Postfiltración

La aplicación de ozono posterior a una filtración ofrece la oportunidad de una gran remoción de la demanda de ozono. Además, a menudo los procesos de desinfección son más eficientes, puesto que la materia particulada que puede esconder a los microorganismos patógenos de los agentes desinfectantes se remueve sustancialmente. Así, la postfiltración puede ser una excelente ubicación para la aplicación del ozono, con propósitos desinfección primaria (Rice, 1987).

3.4.3 Previo a la adsorción con carbón activado

La adsorción sobre carbón activado granular es considerada un proceso complementario de los sistemas de ozonación, particularmente en Europa, Canadá y Japón. En esta configuración el ozono produce una oxidación parcial de la materia orgánica haciéndola más susceptible a la degradación en lechos ó columnas de carbón activado. Esta configuración combina las

capacidades de adsorción del carbón activado junto con el crecimiento biológico para remover de manera natural el carbón orgánico disuelto, así como materia orgánica que el ozono por sí solo difícilmente puede remover(Prevost, 1990).

3.5 Objetivo de la prueba

Los estudios de tratabilidad del ozono pueden ser diseñados y ejecutados para determinar los parámetros de diseño que abarquen varios objetivos del tratamiento.

El elemento más crítico para el éxito de un estudio de tratabilidad es el plan experimental, pues debe incluir todos los elementos del estudio, los aparatos para ser usados, las técnicas analíticas, los parámetros del proceso a ser variados y sus niveles, el número y la localización de la colección de muestras y los resultados esperados. También son la clave del plan, su análisis y control de calidad (Langlais *et al.* , 1991).

3.6 Escala del estudio (aplicabilidad)

Los estudios de tratabilidad pueden ser clasificados por escala. Los estudios a escala laboratorio generalmente son reactores batch de 2 a 70 L ó por reactores semibatch con bajos flujos de 0.1 a 1 L/min. En Francia y Alemania, las pruebas iniciales de demanda de ozono se realizan frecuentemente en frascos. Esta metodología utiliza vasos de vidrio de 0.5 a 1.0 L en donde se adicionan el agua y una concentración de gas ozono conocida, se mezclan y se observa los efectos producidos (Légeron, 1978).

Los estudios a escala piloto generalmente son con flujo continuo de 5 a 100 L/min.

La decisión sobre el tipo y la escala de un estudio de tratabilidad está determinado por los objetivos, por la información de diseño y operación requerida, y el tiempo en el cual se requiere contar con los datos.

3.7 Consideraciones para el diseño de una prueba de tratabilidad

Las consideraciones para el diseño de pruebas de tratabilidad se enlistan en la tabla 3.7.1. La guía que se presenta para el diseño de los reactores a escala piloto considera las variables claves como: profundidad, volumen del reactor, gasto de líquido, gasto de gas, tamaño de burbuja y relación gas/líquido, que son indispensables para el diseño a escala real.

Tabla 3.7.1 Consideraciones para el diseño de pruebas de tratabilidad

ASPECTO A CONSIDERAR	PARAMETROS QUE INVOLUCRA
Características del tratamiento	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Características de oxidación contra dosis de ozono transferido en función del tiempo de contacto, la concentración de ozono en el gas y el pH. ✓ Ozono residual contra dosis transferida para varios tiempos de retención, tasas aplicadas y valores de pH. ✓ Velocidad de consumo de ozono para un intervalo de dosis transferidas, a diferentes valores de pH. ✓ Efecto de la aplicación del ozono sobre tratamientos posteriores (ejemplo: variación de dosis requerida de coagulante, generación de subproductos de desinfección). ✓ Características de contacto (ejemplo: t_{10}, t_{50} y número de dispersión) para varios flujos y velocidades del gas de alimentación (estudio de trazado). ✓ Eficiencia de la ozonación (ejemplo: desinfección u oxidación) y conveniencia de diferentes localizaciones en el tren de tratamiento. ✓ Consideraciones especiales de la cámara de contacto (ejemplo: disolución por burbuja fina o por turbinas (tamaño de burbujas)).
Periodos de prueba y duración	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Determinación de los parámetros de tratamiento en diferentes estaciones del año. Es recomendable considerar al menos dos. ✓ El mínimo de duración de las pruebas será de seis semanas para las pruebas iniciales y un mínimo de tres a cuatro semanas para pruebas subsecuentes durante otra estación.
Pruebas a escala	<ul style="list-style-type: none"> ✓ La mayoría de las pruebas con ozono pueden ser conducidas con columnas de contacto de 0.1m de diámetro con flujos de 0.3 a 1.3 m³/h y una generación de ozono de 9.5 a 95 g O₃/h. ✓ Para la oxidación de agua antes de la sedimentación (ó a otro proceso específico) la unidad de sedimentación deberá ser apropiada a los flujos usados en el estudio. ✓ El diseño de las diferentes cámaras de contacto de interés, en especial los no convencionales (por ejemplo: turbinas ó

	eyectores de tubería en línea) será determinado en cada caso.
Manejo	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Se requiere al menos un operador de tiempo completo, para manejar la planta piloto. Algunas pueden llevarse a cabo con pilotos automatizados ✓ Se requieren dos operadores durante el arranque y periodos de intensos de prueba. ✓ Se requiere un técnico laboratorista para analizar parámetros específicos.

Adaptado de: Langlais *et al.*, 1991.

3.8 Eficiencia de la transferencia de ozono

En todos los procesos estudiados debe medirse la concentración de ozono en el gas de alimentación (O_3 entrada) y en el de salida (O_3 salida), y con estos datos calcular la eficiencia de transferencia, como se muestra en las siguientes ecuaciones:

$$TE = \frac{[(O_3 \text{ entrada}) - (O_3 \text{ salida})]}{(O_3 \text{ entrada})} * 100 \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (16)}$$

$$TM = TE * [O_3 \text{ entrada} (mg / L)] * V_f = mg O_3 / min \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (17)}$$

$$Dosis(O_3) \text{ batch} = \frac{[TM * t \text{ alimentación}]}{V_r} = mg / L \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (18)}$$

$$Dosis(O_3) \text{ continuo} = \frac{TM}{V_f} = mg / L \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (19)}$$

donde

TE : Eficiencia de transferencia, (%)

TM : Masa transferida, (mg O_3 /min).

$Dosis(O_3) \text{ batch}$: Dosis de ozono para reactor tipo batch, (mg/L).

$Dosis(O_3) \text{ continuo}$: Dosis para reactor tipo continuo, (mg/L).

$O_3 \text{ entrada}$: Concentración de ozono en el gas de alimentación al reactor, (mg/L).

$O_3 \text{ salida}$: Concentración de ozono en el gas de salida, (mg/L)

V_r : Volumen del reactor, (L).

V_f : Flujo de gas, (L).

$t_{\text{alimentación}}$: Tiempo de alimentación de ozono (min).

3.9 Demanda de ozono

La demanda de ozono puede determinarse y expresarse de diferentes maneras. El método más simple es graficar el ozono residual contra concentraciones de dosis de ozono transferido, de esta manera la demanda de ozono es la diferencia entre las concentraciones transferida y residual.

Para cada tipo de agua este valor depende del tiempo de contacto y el diseño del difusor, así como de la dosis de ozono. Este tipo de curvas pueden ser usadas para asignar los requerimientos de desinfección. Para cualquier compuesto específico pueden generarse gráficas semejantes, por ejemplo color contra dosis de ozono. En la figura 3.9.1 se muestra el método gráfico para determinar la demanda de ozono.

3.10 Decremento de ozono

El decremento o consumo de ozono es un parámetro importante en la determinación de condiciones de desinfección y oxidación, y por tanto debe medirse para cada agua a tratar. La velocidad de decremento indica el tipo de reacciones que compiten, antes de satisfacer la demanda de ozono. El decremento es determinado por la medición sucesiva de ozono residual en una muestra de agua, la cual tiene que ser ozonada lo suficiente para satisfacer la demanda y permitir un residual.

En muchos casos el decremento puede ser interpretado y presentado como una reacción cinética de pseudo primer orden.

$$\ln \left[\frac{[C]}{[C_0]} \right] = -k' [t] \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (20)}$$

$$[C] = [C_0] \exp(-k' [t]) \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (21)}$$

donde

- [C] : Ozono residual (mg/L) en un tiempo, *t*, determinado.
- [C₀] : Ozono residual en el tiempo cero, (mg/L).
- k' : Constante de decremento. (min⁻¹).

La constante de velocidad es la pendiente de la relación lineal entre ln [C/C₀] y e. tiempo. Si esta relación no es relativamente lineal, el decremento no puede modelarse como una pseudo reacción de primer orden. Sí por ejemplo una cámara de reacción tiene un tiempo de retención de 4 min sin aplicar ozono, una concentración de ozono de alimentación de 0.3 mg/L, y un valor de la constante

de decremento, k' de 0.06 min^{-1} , el ozono residual se puede calcular en forma aproximada mediante la siguiente ecuación:

$$[C] = [C_0] \exp(-k' [t]) \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (22)}$$

$$[C] = [0.3] \exp(-0.06 \cdot 4) \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (23)}$$

$$[C] = 0.24 \text{ mg/L} \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (24)}$$

En la figura 3.10.1 se presenta la relación entre $\ln [C/C_0]$ y el tiempo, para determinar el decremento de ozono.

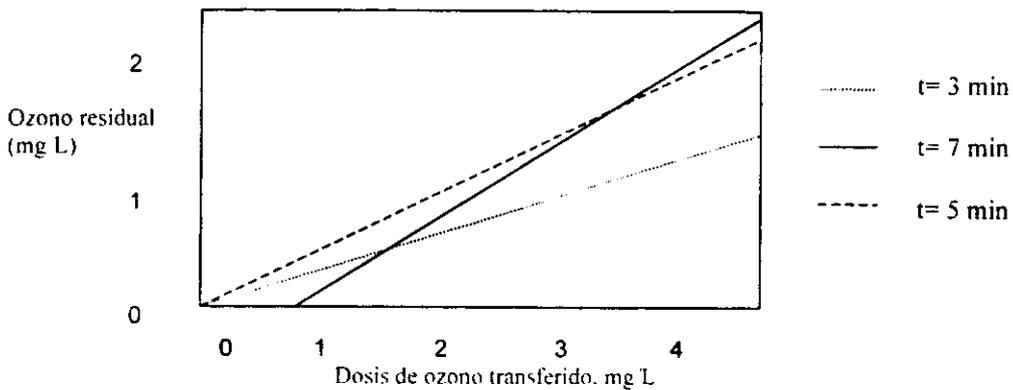


Figura 3.9.1 Determinación de la demanda de ozono.

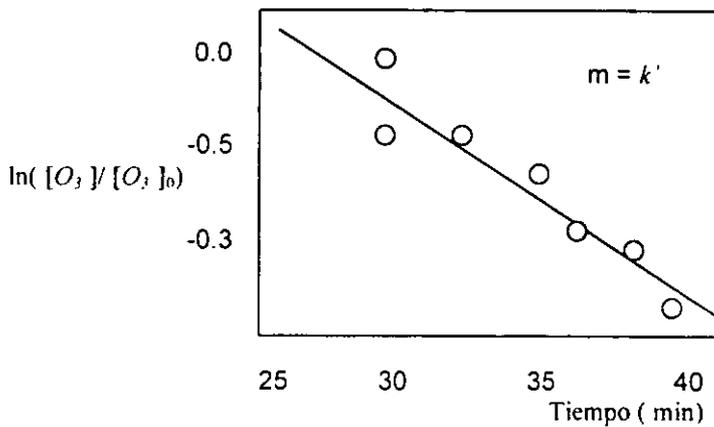


Figura 3.10.1 Representación de la velocidad de decremento de ozono.

3.11 Oxidación

Para comparar los resultados de oxidación se grafica el valor del $\ln([C]/[C_0])$ contra (tiempo/dosis) y se ajusta un modelo matemático. Los modelos usados son similares a los modelos cinéticos químicos clásicos en cuanto a forma.

Para reacciones de oxidación rápidas, la velocidad de reacción puede expresarse ó convertirse a una relación estequiométrica graficando la concentración de ozono contra $\ln([C]/[C_0])$ para una relación exponencial, ó $[C]/[C_0]$ para relaciones lineales. Estas relaciones están representadas por:

✓ Exponencial :

$$\ln \left[\frac{[C]}{[C_0]} \right] = -k_D [O_3] \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (25)}$$

$$[C] = [C_0 \exp(-k_D [O_3])] \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (26)}$$

✓ Lineal:

$$\frac{[C]}{[C_0]} = k_D [O_3] \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (27)}$$

$$[C] = [C_0] (k_D [O_3]) \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (28)}$$

donde

k_D : Coeficiente empírico estequiométrico, (L/mg).

$[O_3]$: Dosis de ozono, (mg/L).

$[C]$: Ozono residual en un tiempo, t, determinado, (mg/L).

$[C_0]$: Ozono residual en el tiempo cero, (mg/L)

El coeficiente estequiométrico empírico define la relación entre la dosis de ozono transferido y el grado de tratamiento. Los coeficientes pueden ser usados (con los ajustes apropiados y sólo para las aguas estudiadas) para calcular la dosis de ozono transferido que se requiere para tener el grado de oxidación deseada. Las figuras 3.11.1 y 3.11.2 representan tanto la relación exponencial y como lineal para datos de oxidación.

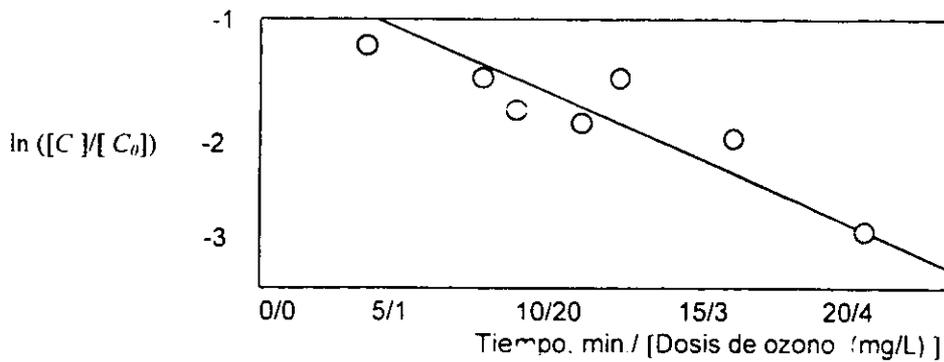


Figura 3.11.1 Representación exponencial de la relación entre $\ln ([C]/[C_0])$ y (tiempo / dosis de ozono).

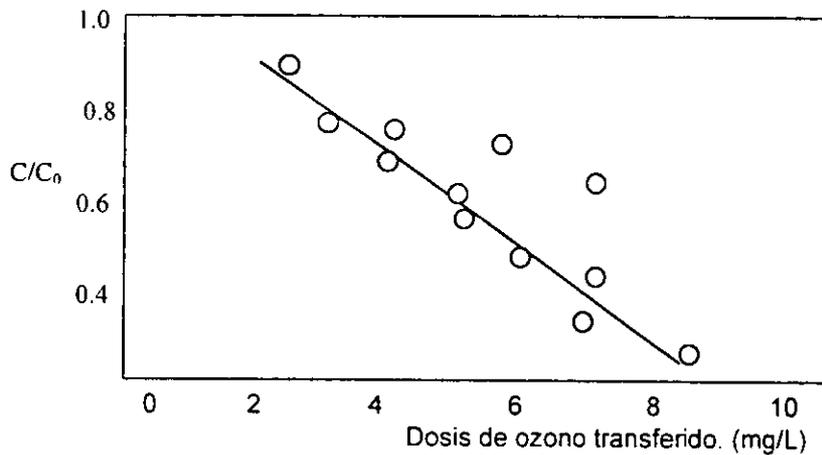


Figura 3.11.2 Representación lineal de la relación de $[C]/[C_0]$ y dosis de ozono, (mg/L).

3.12 Desinfección

El grado de desinfección puede ser evaluado durante un estudio de tratabilidad de dos maneras. El primer método consiste en asignar un objetivo de desinfección basándose en datos de desactivación conocidos y en el modelo de la Ley de Chick, para determinar la relación entre la dosis de ozono transferido para una agua específica con relación al criterio de desinfección. El segundo método consiste en llevar a cabo investigación del mecanismo de inactivación. El modelo comúnmente aplicado es el de tiempo de contacto, $C \cdot t$, concepto que especifica valores numéricos

del producto de concentración del desinfectante en mg/L por el tiempo de contacto en minutos para cada tipo de microorganismo en los intervalos de temperatura de la planta de tratamiento de agua. Para determinaciones de desinfección basadas en valores de tiempo de contacto $C \cdot t$, es necesario determinar la dosis de ozono que se requiere para establecer un residual y determinar el decremento del ozono. Haciendo una representación de ozono residual contra dosis de ozono, se puede obtener información para estimar el ozono requerido para establecer un residual de ozono. La curva de decremento proporciona los datos necesarios para determinar el ozono requerido para mantener un residual ó estimar el ozono residual en el reactor (no el aplicado). Estos dos valores junto con los estimados de las características hidráulicas del reactor a gran escala, proporcionan la información necesaria para diseñar la cámara de contacto o también llamado contactor, basado en valores de $C \cdot t$. Para obtener resultados de desinfección basados en estudios de inactivación, se presentan los efectos de tiempo de contacto y tipo de microorganismo e inactivación. En general la desinfección se representa como valores \log_{10} (ec 29) ó relación de sobrevivencia (Langlais *et al.*, 1991). En la figura 3.12.1, se presenta la inactivación, $\log_{10} (N/N_0)$ y el tiempo de contacto para los estudios basados en inactivación de organismos.

$$RS = \log_{10} \left[\frac{N}{N_0} \right] \dots\dots\dots Ec. (29)$$

donde

RS : Relación de sobrevivencia.

N : Número de organismos en el tiempo, t .

N_0 : Número de organismos en el tiempo cero.

3.13 Control y medidas de seguridad en las instalaciones de ozono

Al trabajar con ozono, el personal, equipo y estructuras, así como el medio ambiente deben estar protegidos a la exposición de altas concentraciones de este gas.

En la tabla 3.13.1 se presentan los aspectos de control y seguridad que deben tomarse en cuenta en una instalación de ozono.

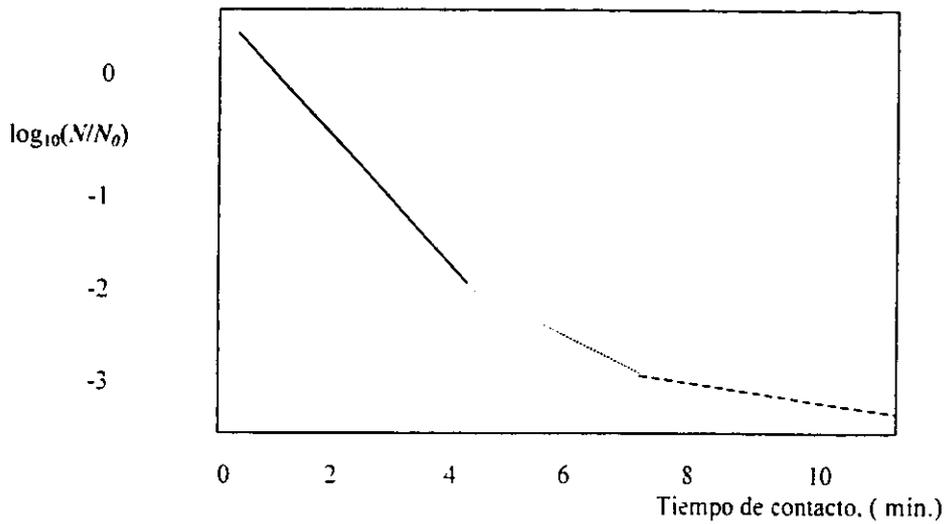


Figura 3.12.1 Representación de la inactivación, relación entre $\log_{10} (N/N_0)$ contra tiempo de contacto

Tabla 3.13.1 Aspectos generales de control y seguridad del proceso.

TIPO DE CONTROL Ó SEGURIDAD	DESCRIPCIÓN
Sistemas de automatización y control	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Sistemas de control de presión de gas. ✓ Medidores del flujo de gas (equipo, unidades y precisión). ✓ Monitoreo de la concentración de ozono (en la entrada y salida del gas, y el residual en el agua). ✓ Sistemas de seguridad y control en el cuarto del generador. ✓ Puntos de muestreo manual para control. ✓ Posibilidad de operación manual en todas las instancias. ✓ Medidas de seguridad para los sistemas de monitoreo y contacto.
Control de la salida del gas y sistema de remoción	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Sistemas de monitoreo para controlar la concentración de ozono a la salida del gas. En una cámara de contacto se debe contar con mecanismos de control y manejo de los gases de salida para proteger al personal de una exposición al ozono.

	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Tratamiento del gas de salida ✓ Grado de automatización del sistema removedor. ✓ Control de la explosividad del sistema. ✓ Presencia de gases diferentes al ozono, oxígeno y nitrógeno (Ej. gases venenosos de la catálisis). ✓ Potencial de inundación por agua. ✓ Control de temperatura y presión del gas de salida del sistema. ✓ Materiales de construcción adecuados.
<p>Alarmas de procesos, control y automatización</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Alarmas ambientales de ozono. ✓ Alarmas para la protección del equipo (temperatura, presión y punto de rocío; equipos de seguridad eléctricos). ✓ Posibilidad de operación manual (para monitoreo y control). ✓ Puntos de muestreo. ✓ Tipo y grado de automatización.
<p>Materiales de construcción</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Naturaleza del material. ✓ Corrosividad. ✓ Sistemas de gas. ✓ Recubrimientos. ✓ Condiciones de presión o vacío.
<p>Medidas de seguridad</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ventilación del sitio. ✓ Protección contra incendios. ✓ Prevención de percances eléctricos. ✓ Protección contra riesgos de explosión (ej: alimentación con oxígeno). ✓ Protección ante presión o vacío excesivo. ✓ Destructor del gas en el punto de descarga: El personal, equipo y estructuras, así como el medio ambiente deben estar protegidos a la exposición de altas concentraciones de ozono.

Adaptado de: Langlais *et al.*, 1991.

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA PARA EL DIMENSIONAMIENTO DE UNA CÁMARA DE OZONACIÓN

4.1 Aspectos a considerarse para el dimensionamiento de la cámara de ozonación

Tradicionalmente las pruebas de ozonación a nivel laboratorio se realizan en reactores de 1 y 2 L, y a nivel piloto en reactores con alturas de 4 m, pues este valor es el mínimo recomendado para cámaras reales. Sin embargo, dados los importantes volúmenes de agua a tratar, algunos especialistas en el diseño de cámaras, han comenzado a trabajar con columnas de menor altura (1-1.5 m). Los resultados obtenidos, para escalonamiento a dimensiones reales, han sido muy satisfactorios.

Para el dimensionamiento de una cámara de contacto deben realizarse pruebas de tratabilidad con el fin de determinar la forma y eficiencia de cómo depurar un agua específica (Langlais *et al.*, 1991).

Dentro de los parámetros que se deben determinar a partir de estas pruebas, se encuentran los siguientes:

1. Caracterización fisicoquímica el agua: pH, color, turbiedad, alcalinidad, COT, DQO, etc.
2. Definición de los contaminantes y su concentración inicial.
3. Establecimiento de la concentración residual deseada del contaminante por aplicación de ozono. Esto será realizado con base en criterios de calidad de agua.
4. Determinación de ozono en las fases gas y líquido a la entrada y salida del proceso.
5. Determinación de la dosis de ozono a aplicar, este punto puede simplificarse utilizando dosis recomendadas en bibliografía, esto además deberá contemplar un estudio técnico económico.
6. Determinación del tiempo de contacto necesario para obtener el resultado deseado.
7. Definición del comportamiento hidráulico del reactor, es decir si tiene un comportamiento de flujo pistón ó perfectamente mezclado.

Para determinar la concentración del ozono en la fase acuosa, será necesario hacer un balance del ozono sobre un elemento diferencial de volumen, ΔV . El balance quedaría de la forma siguiente (Orta, 1992):

$$\text{Ozono en la entrada} + \text{Ozono transferido} = \text{Ozono en la salida} - \text{Consumo}$$

Ozono a la entrada

El primer término de la ecuación de balance en el estado estacionario es cero, por lo tanto desaparece de la ecuación de balance.

$$Q_L [O_3]_e = 0 \dots\dots\dots Ec.(30)$$

Ozono transferido

La concentración de ozono en la fase gaseosa permanece constante en el elemento diferencial y el término del lado derecho del balance puede expresarse de la forma siguiente:

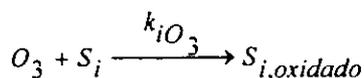
$$[O_3]_T = K_L a \cdot \Delta V \cdot \{ [O_3]^* - [O_3]_L \} \dots\dots\dots Ec.(31)$$

Ozono en la salida

El ozono en la salida en fase acuosa se puede determinar por un método colorimétrico (Bader y Hoigné, 1981).

Ozono consumido

La expresión de consumo de ozono comprende todas las reacciones de ozono con los contaminantes, S_i :



si se admite que en el elemento diferencial de volumen ΔV , la concentración del ozono disuelto no varía, se tiene que:

$$\Sigma r_i = \Sigma k_i O_3 [S_i] [O_3]_L \dots\dots\dots Ec.(32)$$

Ahora sustituyendo cada uno de las expresiones para cada uno de los términos del balance, este quedaría de la siguiente forma:

$$Q_L [O_3]_e + K_L a \Delta V \{ [O_3]^* - [O_3]_L \} = Q_L [O_3]_s + Q_L \left(\Sigma k_i O_3 [S_i] - [O_3]_L \right) \Delta V \dots\dots\dots Ec.(33)$$

donde

Q_l : Flujo volumétrico del líquido. (m^3/h).

$[O_3]_e$: Concentración de ozono en la fase líquida en la entrada, (g/m^3).

$[O_3]_s$: Concentración de ozono en la fase líquida en la salida, (g/m^3).

$[O_3]_L$: concentración de ozono disuelto, (g/m^3).

K_{La} : Coeficiente de transferencia de masa. (s^{-1}).

ΔV : Diferencial de volumen, (m^3).

$[O_3]^*$: Concentración de ozono en la interfase. (g/m^3).

k : Constante de velocidad del contaminante : (s^{-1}).

S_i : Contaminante i, (g/m^3).

$[O_3]_T$: Ozono transferido, (g/m^3).

Como se mencionó anteriormente, debe establecerse el tipo de reactor que se utilizará, para este caso particular el tipo de reactor a tratar será un reactor perfectamente agitado. En el balance para este tipo de reactor se fijará una concentración de ozono en fase gas a la entrada, $[O_3]_{GS}$ (por ejemplo $1g/m^3$).

En el esquema siguiente se presenta un reactor perfectamente agitado sobre el cual se hará el balance correspondiente, tomando una diferencial de altura, dZ .

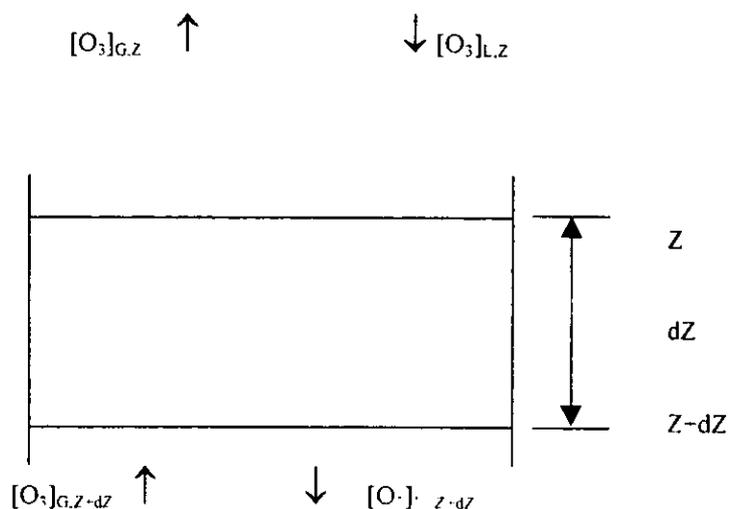


Figura 4.1 Representación de un reactor perfectamente agitado.

El balance sobre el gas que tiene un comportamiento de flujo pistón es el siguiente:

$$Q_G [O_3]_{G,Z+dZ} = Q_G [O_3]_{G,Z} + K_L a S dZ ([O_3]^* - [O_3]_{Z+dZ}) \dots \text{Ec. (34)}$$

El balance sobre la fase líquida se puede escribir:

$$Q_L ([O_3]_{Z+dZ} - [O_3]_Z) = \sum K_L a S dZ ([O_3]^* - [O_3]_{Z+dZ}) - w [O_3]_{Z-dZ} \frac{S \sum dZ}{Q_L} \dots \text{Ec. (35)}$$

donde

Q_G : Flujo volumétrico de aire. (m^3/s).

Q_L : Flujo volumétrico de agua. (m^3/s).

$[O_3]_{l,z-dz}$: Concentración de ozono en la fase líquido en $Z-dZ$, (mg/L).

$[O_3]_{l,z}$: Concentración de ozono en la fase líquido en la etapa Z , (mg/L).

S : Area superficial, (m^2/m^3).

dZ : Diferencial de volumen. (m^3).

$[O_3]^*$: Concentración de ozono en la interfase, (mg/L).

En aguas naturales, las moléculas de ozono se consumen de acuerdo a la ley cinética, la cual es de primer orden con respecto a la concentración del ozono disuelto como se muestra en la ecuación (36).

$$\frac{d[O_3]}{dt} = -w [O_3] \dots \text{Ec. (36)}$$

donde

$[O_3]$: Concentración de ozono. (g/m^3).

w : Velocidad de utilización específica del ozono, (s^{-1}).

t : Tiempo. (s)

La constante de velocidad aparente para esta expresión de velocidad total, es llamada velocidad de utilización específica del ozono. w (s^{-1}).

La velocidad de utilización específica del ozono en aguas naturales es función de su pH y composición química. En aguas profundas, por ejemplo, los valores típicos de w son bajos (menores a 5 hr^{-1}). Mientras que los valores de w , para aguas superficiales contaminadas pueden exceder de 50 hr^{-1} (Yurteri, 1988). Usualmente w , permanece constante durante la ozonación de un agua en particular y esto en función del pH, y composición química del agua.

Considerando los costos y dificultades asociados con las mediciones de la concentración de ozono, debe predecirse el valor de w en términos de parámetros fisicoquímicos que sean fácilmente medibles.

Yurteri y Gurol (1988), han propuesto una ecuación general para la descomposición del ozono sobre una cinética de primer orden, la que comprende tres parámetros principales: pH, materia orgánica en la forma de carbón orgánico total y la alcalinidad, dicha expresión se muestra en la ecuación (37).

$$\log(w) = -3.98 + 0.66\text{pH} + 0.61\log(\text{COT}) - 0.042\log\left(\frac{\text{alcalinidad}}{10}\right) \dots\dots\dots \text{Ec.(37)}$$

donde

w : es la constante de velocidad de utilización específica del ozono, (hr^{-1}).

COT : Carbón orgánico total, (mg /L).

Alcalinidad: mg/L como CaCO_3 .

Coefficiente de transferencia de masa, $K_L a$

El coeficiente de transferencia de masa, $K_L a$, puede expresarse en función de la velocidad del gas, U_{SG} , con la siguiente ecuación:

$$K_L a = \alpha U_{SG}^\gamma \dots\dots\dots \text{Ec.(38)}$$

donde

$K_L a$: Coeficiente de transferencia de masa, (tiempo^{-1}).

α : relación volumen / superficie.

γ : razón de transferencia de masa.

Roustan *et al.*, (1977), proponen la siguiente relación, para la determinación de $K_L a$, a partir de mediciones realizadas en cámaras industriales:

$$K_L a = 0.013 U_{SG}^{0.95} \quad \text{a } 12^\circ \text{C} \dots\dots\dots \text{Ec. (39)}$$

donde

$K_L a$: Coeficiente de transferencia de masa. (min^{-1}).

U_{SG} : Velocidad del gas, (m/h).

Para el caso de agua potable, la velocidad del gas puede expresarse como una función de la dosis de ozono, altura de la cámara, de la concentración de ozono en fase gas y el tiempo de residencia, como se expresa en la siguiente ecuación (Orta, 1992):

$$U_{SG} = \frac{TT * Z}{[O_3]_G * \tau} \dots\dots\dots \text{Ec. (40)}$$

donde

TT : Dosis de tratamiento, (1-3 g/m^3).

Z : Altura de la cámara, (3-6 m).

$[O_3]_G$: Concentración inicial en fase gas, (15-25 g/m^3).

τ : Tiempo de residencia, (200-600 segundos).

La velocidad del gas también puede expresarse en función del flujo volumétrico del líquido a tratar y el área necesaria, como se muestra en la ecuación (41).

$$U_{SG} = \frac{Q_L}{S} = \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \dots\dots\dots \text{Ec. (41)}$$

donde

Q_L : Flujo volumétrico del líquido, (m^3/s).

S : Área de la cámara. (m^2).

U_{SG} : Velocidad del gas, (m/s).

Aquí es importante señalar que para el dimensionamiento a gran escala será necesario conocer el volumen de agua a tratar para poder determinar así las dimensiones de la cámara como son altura, ancho y profundidad, esto puede realizarse ya que todas las variables de la ecuación (40) se conocen ya sea por determinación en el laboratorio como son la dosis de ozono y el tiempo de contacto ó criterios ya establecidos como es el caso de la altura de la cámara.

Una vez que se ha determinado el volumen de agua a tratar podrán determinarse las dimensiones también con criterios establecidos para el ancho, altura y profundidad para que la cámara sea estructuralmente estable.

4.2 Ejemplo aplicación para potabilizar agua

Calcular el coeficiente de transferencia de masa y las dimensiones de una cámara de contacto con la información que se presenta a continuación.

Datos:

Flujo de agua a tratar : 650 m³/h

Concentración de color al inicio : 62 unidades Pt-Co

Concentración de color al final : 1.62 unidades Pt-Co

T= 13° C

pH: 7.7

Alcalinidad : 220 mg/L

COT: 3.4 mg/L

Dosis de tratamiento : 1.32 mg/L (obtenida de estudio experimental)

Concentración de ozono en fase gas a la entrada: 18 g/m³

1. Sustituyendo datos en la ecuación (37), podemos encontrar el valor de la utilización específica del ozono de la forma siguiente:

$$\log w = -3.98 + 0.66(7.7) + 0.61 \log(3.4) - 0.42 \log \left(\frac{3.4 \text{ mg/L}}{10} \right)$$

$$\log w = -3.98 + 5.082 + 0.3242 + 0.1967$$

$$\log w = 1.6229$$

$$w = \frac{41.96}{h}$$

2. Con los datos que se proporcionan podemos calcular la velocidad de gas con la ecuación (40), considerando una altura de 4 metros para la cámara de contacto, sustituyendo valores la ecuación queda de la siguiente forma:

$$U_{SG} = \frac{(1.32g/m^3) * 4m}{(18g/m^3) * (900s)} = 325 \times 10^{-4} m/s$$

$$U_{SG} = 1.173m/h$$

3. Ahora se sustituye el valor de la velocidad del gas en la ecuación (39) y se obtiene del valor del coeficiente de transferencia de masa:

$$K_L a = 0.013(1.173m/h)^{0.95} = 0.1513min^{-1}$$

4. Se sabe que el flujo de agua a tratar es de 650 m³/h y con el valor de la velocidad, podemos encontrar el área necesaria con la ecuación (41):

$$S = \frac{650m^3/h}{1.173m/h} = 544.13m^2$$

5. Ahora que se conoce el área y con el criterio de altura de 4 m para la cámara podemos conocer el volumen y las demás dimensiones:

$$V = S * H$$

donde

$$S : \text{Area.}(m^2)$$

$$H : \text{Altura.}(m)$$

$$V = 544.13m^2 * 4m = 2176.52m^3$$

6. Si se toma el criterio de que el largo sea 1.5 veces el ancho, se tiene lo siguiente:

Nota: Para asegurar el éxito del dimensionamiento propuesto es necesario efectuar experimentación para corroborar por lo menos el coeficiente de transferencia de masa.

CAPÍTULO 5. ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO

5.1 Carbón activado

Debido a su gran capacidad de adsorción, el carbón activado posee algunas propiedades tales como purificante, decolorante y algunos efectos de desodoración.

El carbón activado es el producto que se obtiene como resultado de un proceso de carbonización de materiales de desecho. Durante este proceso se realiza una activación de su superficie. En la carbonización los compuestos volátiles son liberados y los átomos del carbón se alinean para desarrollar una estructura porosa durante la etapa de activación. De manera general existen dos métodos de activación: el físico y el químico.

El carbón activado provee un método efectivo para remover una amplia gama de compuestos orgánicos y puede ser considerado para su uso en la remoción de subproductos de la desinfección y precursores orgánicos.

El fenómeno de adsorción es mejorado por la naturaleza del poro del carbón activado, el cual proporciona una gran superficie interna sobre la cual la adsorción puede llevarse a cabo. Quinientos gramos de carbón activado pueden tener un área superficial total de cerca de $60.72 \times 10^4 \text{ m}^2$. Las partículas de carbón activado tienen una forma irregular, la cual provee una superficie externa por medio de la cual se ataca a los microbios, resultando así un mecanismo biológico de remoción para muchos compuestos, esto ocurre junto con la adsorción.

El carbón activado se usa en dos formas básicas, en polvo y granular. En tratamiento de agua, el carbón activado granular puede estar contenido en sistemas de contacto separados ó puede incluirse como parte de un medio filtrante, donde reemplaza a la arena. El uso del carbón activado granular es relativamente caro, especialmente cuando los sistemas de contacto tienen costos de capital del mismo orden de magnitud que un filtro regular ó cuando los costos de operación involucrados por el período de reemplazo ó regeneración son altos.

El carbón activado en polvo es adicionado al proceso como primer tratamiento, preferiblemente antes de los desinfectantes y los coagulantes. Sin embargo, también puede ser adicionado junto con los coagulantes ó justo antes de la filtración. El que el carbón activado en polvo sea más económico que el granular depende de la frecuencia de su uso y las velocidades de alimentación necesarias. El carbón activado en polvo es particularmente efectivo en tratamientos periódicos en aguas superficiales con problemas de sabores y olores (Bryant *et al.*, 1992).

5.1.1 Propiedades del carbón activado

El grado de adsorción depende en gran parte de la naturaleza específica del adsorbente y de las moléculas que se están adsorbiendo y es función de la presión y temperatura.

Además del área superficial, distribución de tamaño del poro y química superficial existen otras propiedades importantes para productos comerciales de carbón activado, como son: humedad, pH del carbón, dureza, tamaño de partícula, densidad y porosidad, contenido de ingredientes carbónicos, poder catalítico.

- ✓ **Contenido de ingredientes carbónicos:** La mayoría de los carbones activados comerciales contienen cantidades apreciables de sustancias inorgánicas derivadas de las materias primas ó de los químicos utilizados en su elaboración. Normalmente la mayoría de tales ingredientes son insolubles ó al menos, no extraíbles, por lo que son considerados como inertes. En general, en las aplicaciones el carbón se usa tal como se recibe; sin embargo, para algunos propósitos es necesario remover algunos ingredientes no carbónicos por medio de un lavado apropiado.
- ✓ **Humedad:** Un carbón activado es generalmente valorado sobre la base de mezclas libres de humedad, a menos que sean empacados en recipientes herméticos. Si se almacena en un lugar húmedo, adsorbe en el transcurso de unos meses una considerable cantidad de humedad, puede adsorber desde un 25 hasta 30% de humedad dando la apariencia de estar seco. Para muchos propósitos esta humedad no afecta el poder de adsorción, pero obviamente diluye el carbón, por lo tanto es necesario agregar un peso adicional de carbón húmedo para tener el peso seco requerido.
- ✓ **pH del carbón:** Esta propiedad puede ser definida como el pH de una suspensión de carbón en agua destilada. El valor numérico del pH será afectado por las condiciones, como son: tiempo y temperatura de extracción y la relación agua - carbón. El pH puede provenir de los constituyentes propios del carbón. De este modo, para un carbón con bajo contenido de cenizas, el pH depende de la temperatura a las cuales el carbón se produce; el pH aumenta con la temperatura en el intervalo de 25 a 900 °C después de 900 °C el pH baja.
- ✓ **Dureza:** El carbón granular con muchos poros debe ser lo suficientemente duro para resistir los efectos de su manejo. Se han practicado varias pruebas de dureza, pero no se ha adoptado ninguna de manera genérica. La mayoría de estas pruebas miden la cantidad de finos formados en una molienda ligera, como lo es usar pequeñas bolas de acero bajo condiciones fijadas arbitrariamente para efectuar el experimento.
- ✓ **Tamaño de partícula:** El análisis de tamaño de partícula puede realizarse colocando una muestra de peso conocido en una serie de mallas de tamaño conocido y pesar las diferentes porciones cribadas, de este modo se obtiene el porcentaje que pasa por cada malla. El carbón

activado para purificación de líquidos rara vez es granular, dado que la eficiencia de adsorción aumenta conforme el tamaño de partícula disminuye. Existen limitaciones prácticas a esto debido a que un carbón muy fino tendrá una velocidad de filtración muy lenta.

- ✓ Densidad y porosidad: Al hablar de densidad de carbón, uno debe distinguir entre la densidad aparente, la densidad de partícula y la densidad verdadera. La densidad aparente se determina colocando una cantidad pesada de carbón en un cilindro graduado para medir el volumen que ocupa. El resultado puede expresarse con relación a la densidad del agua o en otras unidades de densidad, tales como gr / cm^3 .

Usualmente la porosidad se calcula por medio de la medida de la densidad granular y la densidad real. La densidad granular o de partícula se mide por inmersión en mercurio de una cantidad conocida de carbón y midiendo el volumen de mercurio que se desplaza, los poros más grandes que son penetrados por el mercurio se asume que pertenecen a la estructura granular. La densidad real puede ser determinada por el método clásico de Arquímedes colocando una masa conocida en un recipiente graduado para que se desplace el aire por un líquido.

Las variaciones en la densidad son causadas por la diferencia en la habilidad de los diferentes adsorbatos de entrar dentro de los poros pequeños. Este concepto se basa en que la densidad gradualmente aumenta a altos valores durante una prolongada inmersión en el líquido. Este aumento puede continuar por meses antes de alcanzar un valor constante. Cuando la mezcla carbón-líquido se coloca inicialmente bajo grandes presiones (516.6 a $8,885.52 \text{ kg/cm}^2$), la densidad final se alcanza en pocas horas. De esta forma, en agua a una presión de $8,885.52 \text{ kg/cm}^2$, una muestra de carbón alcanza una densidad de 1.821 en un tiempo relativamente corto, por otro lado, cuando una muestra del mismo carbón sumerge en agua a presión atmosférica por 4 meses, se observó que la densidad fue de sólo 1.760 .

En algunas aplicaciones, esta densidad es un factor importante, dado que determina el tamaño de los equipos de operación. Para el uso en máscaras de gas, es necesario un carbón denso con un máximo poder de adsorción en un espacio determinado. Para la recuperación de solventes se prefiere una alta densidad, del intervalo de 0.40 a 0.55 .

- ✓ Poder catalítico: Un tipo de carbón puede ser apropiado para catalizar cierta reacción, mientras que otra reacción necesitará de un diferente tipo de carbón. De esta forma, la experimentación directa con la reacción a ser catalizada es la única forma de determinar que tipo de carbón en particular tiene la actividad deseada. Después de que un tipo particular de carbón se encontró

satisfactorio, frecuentemente es posible encontrar una prueba de adsorción indirecta que proporciona un índice de la actividad de otros lotes de carbón, preparados por el mismo proceso de activación (Almanza, 1997).

5.2 Definición del proceso de adsorción

La adsorción es un proceso de separación en el cual ciertos componentes de una fase gaseosa ó líquida son transferidos selectivamente a la superficie de un adsorbente sólido (Knaebel, 1995).

El proceso de adsorción consiste, en términos generales, en la captación de sustancias solubles presentes en la interfase de una solución. Esta interfase puede hallarse entre un líquido y un gas, un sólido, ó entre dos líquidos diferentes (Metcalf y Eddy, 1997).

La adsorción puede ser clasificada como **adsorción física** ó **adsorción química**. La adsorción física se debe principalmente a las fuerzas de Van der Waals y es reversible. Cuando las fuerzas moleculares de atracción entre el soluto y el adsorbente son mayores que las fuerzas de atracción entre el soluto y el disolvente, el soluto puede adsorberse sobre la superficie adsorbente. En la adsorción química, ocurre una reacción química entre el sólido y el soluto adsorbido, y esta reacción es normalmente irreversible (Reynolds y Richards, 1996).

La adsorción involucra la remoción de un compuesto adsorbible, llamado adsorbato, de una solución por adhesión a una superficie adsorbedora, ó adsorbente. La adhesión resultante puede ser física, química, eléctrica ó una combinación de las tres. En soluciones diluidas como las que se encuentran típicamente en fuentes de aguas potables, la adsorción física es la forma que prevalece.

En el caso de adsorción con carbón activado, el fenómeno de adsorción es mejorado por la naturaleza del poro del carbón activado, los cuales exponen una gran superficie interna sobre la cual la adsorción puede tomar lugar (Bryant *et al.*, 1992).

La estructura porosa es probablemente un parametro más importante que la superficie interna total. Los poros convencionalmente están clasificados por su tamaño en la siguiente manera (Masschelein, 1996):

Macroporos $r \geq 1000$ nm

Poros intermedios $r = 100$ nm

Microporos ≤ 20 nm

El proceso de adsorción tiene lugar en tres etapas: macrotransporte, microtransporte y sorción.

El macrotransporte engloba el movimiento por advección y difusión de la materia orgánica a través del líquido hasta alcanzar la interfase líquido-sólido. Por su parte, el microtransporte hace referencia a la difusión del material orgánico a través del sistema de macroporos del carbón activado granular (CAG) hasta alcanzar las zonas de adsorción que se hallan en los microporos y submicroporos de los gránulos de carbón activado. La adsorción se produce en la superficie del gránulo y en sus macroporos y mesoporos, pero el área superficial de estas zonas del CAG es tan pequeña comparada con el área de los micro y submicro, que la cantidad de material adsorbido en ellos se considera despreciable. El uso del término sorción se debe a la dificultad de diferenciar la adsorción física de la adsorción química y se emplea para describir el mecanismo por el cual la materia orgánica se adhiere al CAG. El equilibrio se alcanza cuando se igualan las tasas de sorción y desorción, momento en el que se agota la capacidad de adsorción del carbón. La capacidad teórica de adsorción de un determinado contaminante por medio del carbón activado se puede determinar calculando su isoterma de adsorción.

La cantidad de adsorbato que puede retener un adsorbente es función de las características y de la concentración del adsorbato y de la temperatura. En general la cantidad de materia adsorbida se determina como función de la concentración a temperatura constantes, y la función resultante se conoce como isoterma de adsorción (Metcalf y Eddy, 1997).

El carbón activado es usado en dos formas básicas: en polvo y granular. En el tratamiento de agua, el carbón activado granular puede estar contenido en una columna como medio de contacto ó incluirse como parte de un medio filtrante reemplazando a la arena ó a cualquier otro medio filtrante (Bryant, 1992).

En las columnas empacadas el agua se introduce por la parte superior y se extrae por la parte inferior. El carbón está soportado por un sistema de drenaje situado en la parte inferior. Normalmente es necesario disponer de un sistema para el lavado a contracorriente y para la limpieza de superficie, a fin de evitar las pérdidas de carga por la retención de materia particulada en el interior de la columna de carbón. Las columnas de lecho fijo suelen emplearse individualmente ó conectadas en serie ó paralelo (Metcalf y Eddy, 1997).

El carbón activado en polvo es muchas veces agregado en el proceso como un primer tratamiento, preferiblemente antes de cualquier desinfectante ó coagulante. Sin embargo, también puede agregarse junto con coagulantes ó justo antes de la filtración (Bryant, 1992).

En el caso de la adición al efluente, el carbón activado en polvo se añade a un tanque de contacto. Una vez transcurrido el tiempo de contacto deseado, se deja que el carbón sedimente en el fondo del tanque y seguidamente se extrae del mismo el agua tratada. La adición de carbón activado en polvo directamente al tanque de aireación ha demostrado ser una práctica efectiva en la eliminación de algunos materiales orgánicos refractarios solubles (Metcalf y Eddy, 1997).

5.3 Mecanismo de la adsorción

El mecanismo de la adsorción ha sido representado y descrito por varios autores (Weber y Smith, 1987, Crittenden *et al.*, 1987; Zarrouki, 1990). Weber y Smith. (1987) proponen que la transferencia de un adsorbato de la fase líquida hacia un sitio de adsorción se realiza en cuatro etapas principales:

1. Transferencia del adsorbato de la fase líquida externa hacia la fase situada a proximidad de la superficie del adsorbente.
2. Transferencia del adsorbato a través de la película líquida hacia la superficie del adsorbente.
3. Difusión del adsorbato al interior de los poros del adsorbente bajo el efecto de un gradiente de concentración. La molécula puede ser difundida de un sitio de adsorción a otro (difusión superficial) ó difundirse en la fase líquida al interior del grano hasta un sitio de adsorción (difusión porosa).
4. Adsorción. Después del transporte a los lugares disponibles se da la adsorción entre el adsorbato y el adsorbente. Este paso es muy rápido y es el resultado de uno de los pasos precedentes de la difusión y controla la velocidad a la cual las moléculas se remueven de la solución. Si la adsorción está acompañada de una reacción química la cual cambia la naturaleza de la molécula, dicha reacción puede ser más lenta que el paso de la difusión y por lo tanto controla la velocidad de remoción del compuesto.

De esta manera el proceso de adsorción comprende tres etapas de transferencia y una etapa de fijación sobre el material, la cual es la adsorción propiamente dicha. Debido a que esas cuatro etapas se efectúa en serie, la velocidad de la adsorción está limitada por la etapa más lenta. La última etapa es extremadamente rápida con respecto a las otras tres y su contribución a la cinética del proceso es despreciable. En las unidades de adsorción, de régimen estático ó dinámico, las condiciones hidrodinámicas del sistema están generalmente controladas para favorecer un tiempo de contacto máximo entre la fase fluida y el adsorbente. Debido a esta condición, la etapa 1 del mecanismo de adsorción es suficientemente rápida y no es tampoco considerada como la etapa limitante. Por consecuencia, la cinética de adsorción de un soluto sobre una partícula de adsorbente está determinada por la velocidad de transferencia del adsorbato a través de la película líquida externa (etapa 2) y /o por la velocidad de difusión del adsorbato al interior de la partícula del adsorbente (etapa 3).

5.4 Parámetros que influyen en las propiedades de adsorción

Las principales características que promueven la adsorción son la baja solubilidad en agua, los altos pesos moleculares, y la carga neutra. Una condición que afecta la solubilidad, está caracterizada por el concepto de polaridad, bajo este concepto, moléculas con carga neta neutra pueden aún tener centros de carga positiva ó negativa en diferentes puntos a lo largo de la molécula. Algunos compuestos pueden tener claramente centros de carga positiva y negativa en diferentes puntos de la molécula. Estos compuestos, se dice que tienen un carácter polar.

Los principales parámetros que afectan a las propiedades de adsorción son:

1. Capacidad vs Cinética (Tasas)

Los parámetros de capacidad determinan las características de carga del carbón (concentración del adsorbato en la saturación del carbón) La capacidad máxima de adsorción del carbón es alcanzada en el punto de equilibrio

Los parámetros cinéticos condicionan solamente la velocidad de adsorción y tienen un efecto insignificante en la capacidad de adsorción.

2. Área de superficie

La capacidad de adsorción es proporcional al área de intercambio (la cual está determinada por el grado de activación del carbón).

3. Tamaño del poro

La distribución correcta de los tamaños de los poros es necesaria para facilitar el proceso de adsorción proveyendo sitios de adsorción, poros finos y canales apropiados para el transporte del adsorbato.

4. Tamaño de las partículas

Las partículas más pequeñas proveen una tasa de adsorción más rápida (distancia más corta entre los lugares de adsorción).

Nota: El área total se determina por el grado de activación y la estructura del poro y no por el tamaño de la partícula.

5. Temperatura

Las temperaturas bajas aumentan la capacidad de adsorción

6. Concentración del adsorbato.

La capacidad de adsorción es proporcional a la concentración del adsorbato (concentraciones altas proveen fuerzas impulsoras de mayor magnitud para el proceso de adsorción).

7. pH

La capacidad de adsorción aumenta en condiciones de pH bajo con el cual se disminuye la solubilidad del adsorbato.

8. Tiempo de contacto

Se requiere tiempo de contacto para alcanzar el equilibrio de adsorción y maximizar la eficiencia de adsorción.

9. Cenizas

La ceniza es un componente inerte de carbón que reduce la actividad total del carbón. En la mayoría de los casos la ceniza soluble en agua es la consideración más importante a tener en cuenta.

10. Densidad aparente

Esta es significativamente más baja que la densidad sólida teórica y se usa para indicar la masa de actividad de un carbón (la masa de actividad es proporcional a la densidad aparente). ([http:// www.giga.com.ar/gaisa/pro8.htm](http://www.giga.com.ar/gaisa/pro8.htm)).

5.5 Isotermas de adsorción

La efectividad de remoción del carbón puede ser predicha usando isotermas de equilibrio de adsorción, desarrolladas mediante pruebas batch. Las isotermas de Freundlich y Langmuir son las más usuales.

Los estudios de equilibrio de adsorción están definidos a una temperatura constante y se llevan a cabo bajo condiciones isotérmicas y muchas veces son llamados isotermas de adsorción. Una isoterma simple puede definirse con la siguiente función:

$$q = f(c), \quad T = \text{constante}$$

La evaluación de una isoterma de adsorción consiste en adicionar una cantidad definida de adsorbente, m , a un recipiente que contiene una cantidad específica de solución, L , a concentraciones iniciales del adsorbato, c_0 . Asumiendo que el proceso de adsorción es el responsable de la reducción de concentración en la fase líquida el siguiente balance de masa es válido para cualquier tiempo.

$$L(c_0 - c) = m(q - q_0) \dots\dots\dots \text{Ec. (42)}$$

donde

- L : volumen de la solución, (L).
- c_0 : Concentración inicial en la fase líquida, (g/L).
- c : Concentración en la fase líquida al tiempo t , (g/L).
- q_0 : Concentración inicial en la fase sólida, (g/g).

q : Concentración en la fase sólida al tiempo t . (g/g).

m : Masa del adsorbente, (g).

Usualmente la concentración del adsorbente al inicio de la prueba $a = 0$. El balance de masa puede simplificarse bajo estas condiciones y quedar como:

$$q = \frac{L}{m} (c_0 - c) \dots \dots \dots \text{Ec. (43)}$$

Los diferentes puntos que representen a la isoterma pueden obtenerse por dos métodos:

- a) Adicionar las mismas cantidades de adsorbente ($L/m = \text{constante}$) a soluciones con diferentes concentraciones iniciales, las cuales pueden obtenerse por dilución de la solución original.
- b) Adicionar a la solución de la misma concentración inicial ($c_0 = \text{constante}$) diferentes cantidades de adsorbente (Sontheimer *et al.* , 1988d).

Las representaciones gráficas de ambos métodos se presentan en las figuras 5.5.1 y 5.5.2.

5.5.1 Isoterma de Freundlich.

La isoterma de Freundlich se desarrolló originalmente sobre bases empíricas. Las hipótesis de este modelo establecen que la adsorción es de tipo físico, que no se verifica asociación de las moléculas después de su adsorción y que la superficie del adsorbente es heterogénea.

De acuerdo con la ecuación de Freundlich, la cantidad de soluto adsorbido aumentaría al infinito en relación directa con un aumento de la concentración en el líquido ó de la presión en el caso de gases. Lo anterior representa por consecuencia una limitante de este modelo (Noll *et al.* , 1992).

La forma general de la isoterma de Freundlich es:

$$\frac{x}{m} = KC^n \dots \dots \dots \text{Ec.(44)}$$

donde

$\frac{x}{m}$: Cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente. (g/g).

x : Cantidad de impureza adsorbida, (g).

m : Peso del carbón, (g).

C : Concentración de equilibrio de la impureza en solución, (g/L).

K, n : Constantes empíricas.

$n > 1$

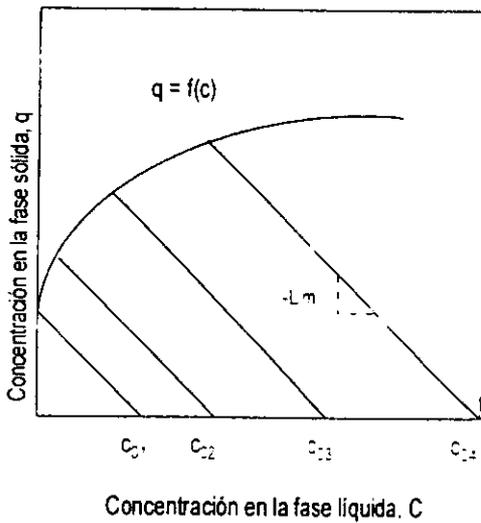


Figura 5.5.1 Determinación de las isotermas de adsorción por el método a).

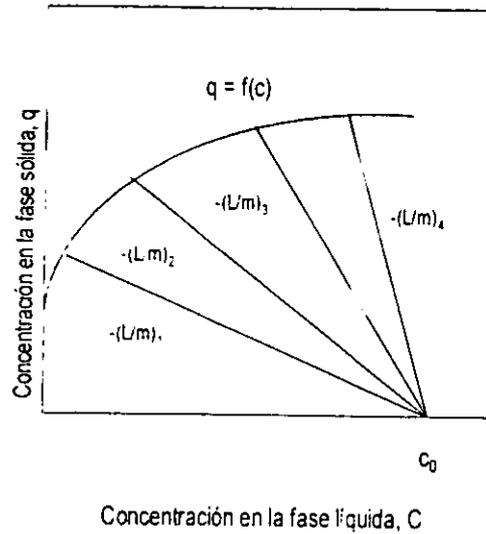


Figura 5.5.2 Determinación de las isotermas de adsorción por el método b).

Las constantes de la isoterma de Freundlich se determinan representando gráficamente la relación entre (x/m) contra C , empleando la ecuación (44) escrita en su forma logarítmica:

$$\log \frac{x}{m} = \log K + \frac{1}{n} \log C \dots \dots \dots \text{Ec. (45)}$$

La isoterma de Freundlich es comúnmente utilizada en el tratamiento de agua con carbón activado en polvo, donde la cantidad adsorbida (x/m) es igual a la relación entre la concentración inicial de cualquier contaminante y la concentración en el equilibrio y la dosis de carbón.

Sustituyendo en la ecuación (45) tenemos

$$\log \left(\frac{C_0 - C}{D_0} \right) = \log K + \frac{1}{n} \log C \dots \dots \dots \text{Ec. (46)}$$

donde

C : Concentración de equilibrio de la impureza en solución, (g/L).

C_0 : Concentración inicial del contaminante, (g/L).

D_0 : Dosis de carbón activado en polvo, (g/L).

K, n : constantes empíricas.

En la figura 5.5.1.1 se representa la isoterma de Freundlich en su forma logarítmica.

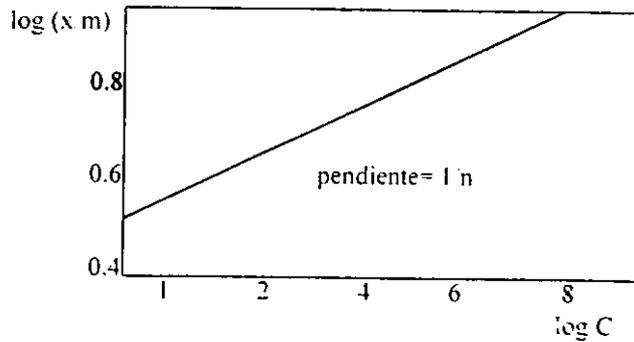


Figura 5.5.1.1 Isoterma de Freundlich en su forma logarítmica

5.5.2 Isoterma de Langmuir

El modelo de Langmuir se basa en la hipótesis de la existencia de sitios definidos de adsorción, de una energía de adsorción constante, de la homogeneidad de la superficie y de una interacción nula entre las moléculas adsorbidas. De acuerdo con esta última hipótesis, la superficie del adsorbente se encuentra saturada por una monocapa de adsorbato, para concentraciones elevadas de soluto (Noll *et al.*, 1992; Tien, 1994).

En este modelo se verifica un equilibrio termodinámico entre la adsorción (caracterizada por una constante de velocidad k_1) y la desorción (caracterizada por una constante de velocidad k_2). Este equilibrio se traduce por la siguiente relación:

$$\frac{dq}{dt} = k_1 C (q_m - q) - k_2 q = 0 \quad \dots \dots \dots \text{Ec. (47)}$$

donde

- k_1 : Constante de velocidad de la adsorción, (L/g s).
- k_2 : Constante de velocidad de la desorción, (1/s).
- q : Cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente, (g/g).
- q_m : Capacidad máxima de adsorción, (g/g).
- C : Concentración de la impureza en solución, (g/L).

En el equilibrio, la ecuación de Langmuir se escribe de la siguiente manera:

$$q_e = \frac{q_m * b * C_e}{1 + b * C_e} \dots \dots \dots \text{Ec. (48)}$$

donde

h : Constante de equilibrio de adsorción determinada como la relación entre las constantes de velocidad k_1 y k_2 , (L/g).

q_m : Capacidad máxima de adsorción, (g/g).

q_e : Cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente en el equilibrio, (g/g).

C_e : Concentración en el equilibrio de la impureza en solución, (g/L).

La isoterma de Langmuir puede expresarse en forma linearizada de las formas siguientes:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1 + bC}{q_m * b * C} \dots \dots \dots \text{Ec. (49)}$$

ó

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{b} + \frac{1}{q_m * b * C} \dots \dots \dots \text{Ec. (50)}$$

Para los valores límites de C_e , existen los siguientes casos:

Cuando

$C_e \rightarrow \infty$, el valor de q_e tiende a q_m , lo cual representa la adsorción en monocapa.

$C_e \rightarrow 0$, el valor de $q_e \rightarrow q_m * b * C_e$, lo cual representa la ley de Henry.

Las constantes de la ecuación de Langmuir se pueden determinar empleando la ecuación (47) dibujando $1/q_e$ contra $1/C_e$.

En la figura 5.5.2.1 se muestra la isoterma de Langmuir en su forma linearizada.

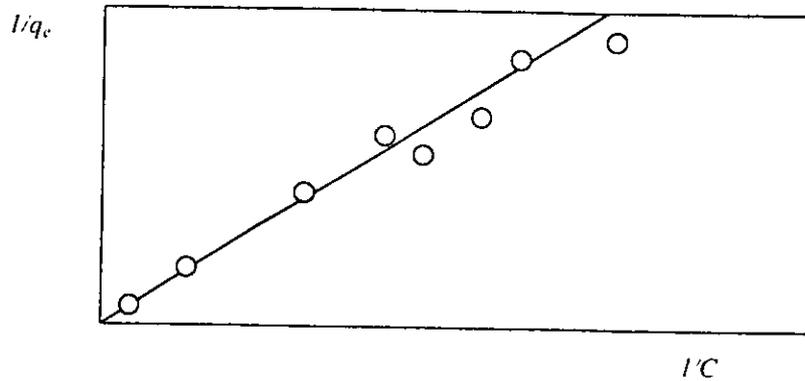


Figura 5.5.2.1 Isoterma de Langmuir en su forma lineal.

En la tabla 5.5.2.1 se presentan algunas de las isotermas para componentes puros

Tabla 5.5.2.1 Ecuaciones de isotermas de adsorción para componentes puros.

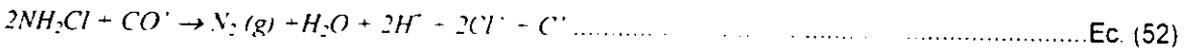
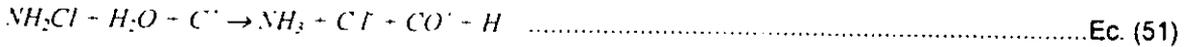
ECUACIONES DE ISOTERMAS PARA COMPONENTES PUROS		
ISOTERMA	EXPRESIÓN MATEMÁTICA	DEFINICIÓN DE PARÁMETROS
Ley de Henry	$n^* = K \cdot n_M \cdot C$	n^* : cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente K : Coeficiente de la ley de Henry n_M : máxima adsorción C : Concentración en el líquido
Langmuir	$n^* = \frac{K \cdot n_M \cdot C}{1 + KC}$	n^* : cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente K : Coeficiente de la ley de Henry n_M : máxima adsorción C : Concentración del soluto en la solución
Freundlich	$n^* = AC^B$	n^* : cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente C : Concentración del soluto en la solución A, B : Coeficientes empíricos

Fuente: Knaebel, 1995.

5.6 Mecanismos de adsorción

5.6.1 Reacción química

Aunque la adsorción física tiende a ser la interacción dominante entre el carbón activado y muchos compuestos, las reacciones químicas significantes para la desinfección puede ocurrir sobre la superficie del carbón activado. Por ejemplo, el cloro es removido del agua por una reacción con carbón para formar iones cloruro (Feige *et al.*, 1980). El carbón activado puede remover cloraminas, la siguiente reacción se propone para la monoclaramina, NH_2Cl (Byurg *et al.*, 1980):



donde

C^* : Representa la superficie de carbón activado granular, la cual inicialmente reacciona para formar en la superficie oxido.

CO^* : Oxido formado en la superficie, este reacciona con la monoclaramina para formar nitrógeno molecular, mientras que el carbón activado granular reacciona con amoniaco (NH_3), resultando una mezcla de productos finales.

Estas reacciones son más lentas que aquellas con cloro libre y requieren tiempos de contacto largos.

La reacción química es también importante para remover algunos olores y sabores comunes en el agua potable (Bryant *et al.*, 1992).

5.6.2 Acción biológica

Los procesos de degradación biológica generalmente llegan a establecerse sobre la superficie de carbón activado y puede proporcionar beneficios adicionales a aquellos disponibles a través de los mecanismos de adsorción. Por ejemplo estos procesos son capaces de controlar muchos compuestos que producen sabor y olor (Bouwer *et al.*, 1988).

El uso del carbón activado para la biodegradación puede realizarse en dos configuraciones básicas:

- ✓ En contactores después de la filtración
- ✓ En filtros: Aquí se aprovecha el reemplazo del medio filtrante convencional por carbón activado granular, el cual desarrolla entonces una doble función: la acción biológica por adsorción y por

degradación, y un medio filtrante para remover partículas. Además, se reducen potencialmente los costos de capital comparados con filtros separados y contactores. Los aspectos que deben considerarse para este proceso son.

- Pérdida de carga debido al crecimiento biológico en el medio. Esto requiere una buena capacidad de lavado para el filtro.
- Posible incremento en la formación de bolas de lodo promovido por el crecimiento biológico, se requieren consideraciones apropiadas para el lavado del filtro y métodos de limpieza con aire.
- Acción corrosiva del carbón activado granular sobre las partes metálicas del filtro, se requiere recubrir con materiales resistentes o usar acero inoxidable.
- Cuando el carbón activado granular es usado para reemplazar parcialmente el medio filtrante convencional, puede configurarse un filtro dual (Bryant *et al.*, 1992).

5.6.3 Adsorción de compuestos aromáticos

Los compuestos aromáticos incluyen plaguicidas, herbicidas, tensoactivos y compuestos de fenol, el fenol y sus derivados tiene que estudiarse extensivamente. Muchas investigaciones han sido conducidas sobre las características de la superficie de carbón activado sobre la adsorción de fenol y nitrofenoles. Matson *et al.*, (1969) encontraron grandes diferencias para la adsorción de fenol y sus derivados, concluyendo que la mayor interacción con la superficie del carbón fue a través del electrón pi del anillo, esto sugiere que estos compuestos aromáticos se adsorben sobre el carbón activado por un complejo donador-aceptor. Los oxígenos del carbonil en el carbón actúan como el donador de electrones y el anillo aromático del soluto es el aceptor. La sustitución del grupo nitro puede mejorar la interacción entre aceptor y donador por que actúa como un grupo libre de electrones.

Como conclusión de varios estudios realizados sobre la adsorción de compuestos aromáticos sobre carbón se tiene que las superficies desarrolladas que son oxidadas por un tratamiento químico y por una oxidación en seco a temperaturas menores de 400 ° C son principalmente de los tipos carboxílico y lactonas. Estos grupos impiden la adsorción de los compuestos aromáticos en cuestión. A temperaturas mayores de 400 ° C, el tratamiento de oxidación seca produce grupos carbonilos con estructuras de quinona e hidroquinona. Estos grupos permiten la adsorción de compuestos aromáticos debido a la formación de un complejo aceptor-donador de electrones del anillo aromático con la superficie de los grupos carbonilos (Cookson, 1978).

5.6.4 Compuestos alifáticos no polares

Los estudios de adsorción de compuestos alifáticos no polares están influenciados por la superficie química.

Ishizaki y Cookson (1974), estudiaron la influencia de los óxidos de la superficie sobre las capacidades de adsorción para disulfuro de butilo y decano. El decano fue estudiado para confirmar la influencia del átomo de sulfuro en el compuesto de disulfuro de butilo durante la adsorción. En estos estudios la superficie del carbón activado comercial fue modificada por tratamientos físicos y químicos. Estos incluían metilación, oxidación con solución acuosa de persulfato de amonio, purificador de gases a vacío y oxidación en seco con oxígeno a altas temperaturas.

La adsorción de disulfuro se ve impedida por la presencia de óxidos de sulfuro cuando en la superficie del carbón no se encuentran presentes metales multivalentes. Los óxidos ácidos de la superficie no influyen en la adsorción del disulfuro cuando se encuentra un metal presente, y la capacidad es una función del área efectiva disponible. La adsorción del decano se vio impedida por la presencia de óxidos en la superficie bajo todas las condiciones.

El enlace azufre - azufre de cualquier molécula de sulfuro es en un punto localizada con exceso de electrones, entonces, ningún ion metálico cargado positivamente sobre la superficie del carbón activado puede provocar una polarización inducida en la molécula de sulfuro, incrementando la energía de atracción. Cuando estos metales son removidos por purificación de gases por encima de los 900 ° C, la adsorción del sulfuro de butilo es idéntica a la del decano, esto es que la adsorción se reduce con la presencia de óxidos en la superficie del carbón. De este modo, la presencia de metales sobre la superficie del carbón mejora enormemente la adsorción de disulfuros, venciendo el efecto de los óxidos ácidos de la superficie.

En conclusión, parece que los óxidos de la superficie pueden obstaculizar la adsorción de compuestos alifáticos no polares. En algunos casos la presencia de metales sobre la superficie del carbón puede ayudar a la adsorción (Cookson, 1978).

5.6.5 Compuestos polares

Varios estudios han sido dirigidos a la influencia de la superficie química del carbón de compuestos con altos momentos dipolo permanentes. Los grupos oxígeno de la superficie imparten un carácter polar al carbón activado, como resultado estos pueden ejercer una adsorción preferencial por el componente más polar en una mezcla binaria. Esto es cierto, debido a que en sistemas acuosos el enlace disolvente fuerte-carbón activado debe romperse antes de que la adsorción ocurra.

Puri (1970) encontró que los óxidos ácidos imparten un carácter polar a la superficie del carbón activado y resulta una adsorción preferencial para el metanol sobre el benceno, mientras que el carbón esencialmente libre de oxígeno adsorbe preferencialmente al benceno.

Cookson (1969) propuso que los grupos amino del virus, bacteriofago T₂ son adsorbidos por los grupos carboxil del carbón por atracción electrostática. Esta postulación está basada sobre el factor de que la capacidad del carbón era sustancialmente reducida después de la esterilización de estos grupos.

La adsorción del virus sobre carbón activado es dependiente del pH. La carga neta de virus es fuertemente influenciada por la acidez de la solución circundante. La máxima adsorción ocurre a pH = 7 y decae a cero a un pH menor de 4.5 y mayor de 10. La adsorción de virus depende de la fuerza iónica. A bajas fuerzas iónicas, existen fuerzas repulsivas entre el virus y el carbón. A altas fuerzas iónicas, los sitios de los virus empiezan inevitablemente a interactuar con el carbón.

Los estudios realizados de adsorción de aminoácidos y proteínas sobre carbón indican que la adsorción de moléculas que contienen grupos aminoácidos se mejora por la presencia de grupos carboxílico y lactona sobre la superficie del carbón. Para proteínas grandes, tales como los virus, aparecen momentos dipolo altos y esto ayuda a la adsorción sobre pequeñas moléculas de aminoácidos (Cookson, 1978).

5.6.6 Interacción química entre compuestos inorgánicos y carbón activado

La capacidad de adsorción de compuestos inorgánicos por carbón activado está determinada por la naturaleza de los compuestos y las propiedades fisicoquímicas del carbón activado. Las características importantes del carbón activado son el área de superficie específica, estructura del poro, propiedad electroforética y acidez de la superficie. Estas propiedades del carbón son principalmente determinadas por la fuente de la materia prima y los métodos de activación.

La remoción de compuestos inorgánicos por adsorción sobre carbón activado se aplica en tres áreas: Metalurgia, Química analítica y Agua y agua residual.

En metalurgia: el carbón activado es utilizado para extraer compuestos inorgánicos valiosos como el oro y la plata de una solución.

En química analítica: el carbón es utilizado para enriquecer un ion metálico específico.

En agua y agua residual: el carbón es utilizado como un adsorbente para eliminar trazas de iones metálicos (Huang, 1978).

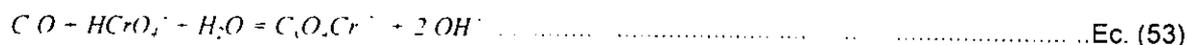
5.6.6.1 Remoción de compuestos inorgánicos de soluciones acuosas diluidas

Taskin *et al* (1970) reportaron que la adsorción de oro y plata de una solución que contiene cianuro fue mejor en medio ácido (pH 1-4) y menor bajo condiciones alcalinas. La presencia de una impureza como un xantato impide la adsorción de oro pero mejora la de la plata. Otras impurezas como sulfatos, bicarbonatos y cloruros de cianuro, así como compuestos complejos de cobre y zinc tiene un efecto significativo sobre la adsorción del oro y la plata. Estos autores también indican que impregnando el carbón activado con yodo, se incrementa altamente la capacidad de adsorción del oro. Las características de adsorción del oro y plata de la solución de cianuro puede describirse por una isoterma de Langmuir.

5.6.6.2 Remoción de cromo (VI) y cromo (III)

El uso del carbón activado para la remoción de Cromo (VI) del agua es de reciente desarrollo. Toyokich (1974) reporta que los cromatos se remueven efectivamente del agua pasando esta a través de una columna empacada con un catalizador de platino negro impregnado de carbón activado. Un kilogramo de carbón activado se mezcló con un mL de coloide de platino negro que contenía 0.001 mg Pt/L y un gramo de H₂SO₄ puro. El catalizador impregnado de carbón activado es empacado en la columna, el agua a tratar contenía 100 ppm de cromato y se pasó a través de una columna con un flujo de 1 m³/h. Después del tratamiento el agua tenía una concentración de 0.1 ppm de cromato.

Huang y Wu (1975) estudiaron la remoción de cromo (VI) por medio de carbón calcinado y encontraron que la remoción fue más significativa a valores de pH bajo y concentraciones iniciales bajas de Cr (VI), ellos también postularon que los iones HCrO₄⁻ son las especies que mejor se remueven.



Seto y Tsuda (1976) reportaron que mezclando 50 mL de una solución de Na₂CrO₄ (10%), ajustando el pH a un valor menor de 3, con 5 gramos de carbón activado por un tiempo de 2 horas a 25 ° C la adsorción del CrO₃ por carbón activado fue del 38.7 % y 3.3 %, respectivamente cuando el pH fue de 3 y 7.

Yoshida *et al.*, (1977) estudiaron la adsorción del Cr (VI) y Cr (III) sobre carbón activado como una función del pH y la cantidad del cromo total y Cr(VI), el proceso se llevo a cabo en un intervalo de pH entre 4-6.5. Ellos reportaron que Cr(VI) es fácilmente adsorbido sobre carbón activado como especies aniónicas, tales como HCrO₄⁻ y CrO₄⁻, mientras que el ion Cr³⁺ es escasamente adsorbido. Observaron que en una solución ácida, el Cr(VI) es fácilmente reducido a Cr(III) en

presencia de carbón activado. La especie Cr (VI) fue extraída con NaOH (> 0.1 N) o con solución de HCl 1 N.

5.6.6.3 Mercurio (II) y compuestos relacionados

Jodko y Spzopinski (1972) reportaron que el carbón activado preparado con $ZnCl_2$ a $650^\circ C$ adsorbe el dicloro de mercurio de una mejor manera que cuando se modifica por oxidación con HNO_3 a $250^\circ C$.

Muchas investigaciones han reportado que disminuyendo el pH, la cantidad de mercurio removido incrementa. Wehman (1972) mostró que la capacidad de adsorción del mercurio se incrementó constantemente cuando el pH se disminuyó de 9 a 2. Thiem *et al* (1976) también notaron que la remoción de Hg (II) por carbón activado fue bastante sensible al pH.

Yoshida *et al* (1976a, 1976b) investigaron las características de adsorción del Hg (II) sobre carbón activado preparado con varias materias primas y métodos de activación. Ellos observaron que el carbón activado preparado con madera, cáscara de coco y carbón y activados con vapor tuvieron una alta capacidad de adsorción para el Hg (II) a un pH menor de 5 en un medio de ácido de HCl, pero la capacidad a valores de pH menores es baja. El carbón activado preparado con madera y activado por $ZnCl_2$ tuvo una alta capacidad de adsorción para el Hg (II) a pH menor de 5. Los carbones activados con vapor y $ZnCl_2$ adsorbieron reversiblemente la especie $HgCl_4^-$ en un medio de HCl. A valores de pH mayores de 7, el carbón activado preparado por el método de vapor, adsorbió el Hg (II) principalmente por una adsorción irreversible acompañada de la reducción de Hg(II) sobre la superficie del carbón activado. El carbón activado preparado por el método de $ZnCl_2$ adsorbe el Hg (II) principalmente por una adsorción reversible de especies $Hg(OH)_2$. Ellos concluyeron que el método de activación del carbón tiene un papel más importante en el mecanismo de adsorción del Hg (II), que la fuente del carbón.

5.6.6.4 Hierro (III) y hierro (II)

La aplicación de carbón activado para remover hierro fue reportada por Ford y Boyer (1973). Ellos encontraron que en presencia de carbón activado la oxidación de iones ferrosos fue acelerada comparada con un sistema sin carbón activado. Los autores postularon además que el carbón puede actuar como un catalizador para la oxidación del ion ferroso. Estudiaron la cinética de oxidación del Fe (II) y mostraron que la velocidad de oxidación del Fe (II), es proporcional a la de $[OH^-]^2$, PO_2 y Fe(III) (Stumm *et al*, 1961). La remoción significativa por oxidación del Fe(II) con carbón activado se atribuye al incremento de pH.

5.6.6.5 Cianuro

Bernandin (1971) reportó que el cianuro era removido del agua por carbón activado granular y empezaba la oxidación en los sitios de adsorción en presencia de iones Cu^{2+} y O_2 , la oxidación del cianuro CN^- permite que los sitios sean regenerados. El también observó que el cobre es superior al zinc, cobalto, níquel ó cadmio y que la presencia de cadmio, zinc y hierro interfieren con la adsorción del CN^- .

En estudios realizados por Huang y Wu (1977) la adsorción máxima ocurrió a valores de pH entre 8-10, la adsorción "mínima" fue observada a valores de pH entre 3-5. Se logró una adsorción del 100% cuando la concentración total de CN^- fue menor de 2 mM (ó 52 ppm como CN) en un valor de pH óptimo.

5.6.7 Remoción de contaminantes orgánicos

Por muchas décadas, los posibles riesgos a la salud del agua potable fueron evaluados exclusivamente en términos de la ocurrencia de virus ó bacterias patógenos e infecciosos. Recientemente se han reconocido peligros, los cuales son representados por la presencia de compuestos químicos en el agua potable. Se han clasificado dos fuentes de compuestos orgánicos sintéticos: la fuente del agua y los procesos de oxidación los cuales son usados para la desinfección. Al inicio de los 50, fueron identificados compuestos orgánicos de interés en aguas superficiales, como contaminantes químicos de origen antropogénico. En la década de los 70, se propusieron relaciones entre la calidad del agua potable la cual se deriva de fuentes superficiales y los efectos a la salud y en general se encontró la presencia de compuestos orgánicos. El problema se incrementó con el descubrimiento de la formación de compuestos orgánicos halogenados durante los procesos de cloración, proceso que muy común para el tratamiento de aguas superficiales. En los años 80, la contaminación de fuentes subterráneas de agua potable fue reconocida, y la remoción de compuestos químicos antropogénicos empezó a ser un importante objetivo de tratamiento. En retrospectiva, hubo una suave y gradual transición de la remoción de olor y sabor que era el objetivo primario a la remoción de compuestos orgánicos, la cual se convirtió en el objetivo principal. Para ambos casos, el carbón activado ofrece soluciones efectivas. En vista de la dificultad del monitorear totalmente los compuestos orgánicos contaminantes, el uso del carbón activado granular en filtros tiene la ventaja de gran confiabilidad y un control simple en comparación con el uso de carbón activado en polvo (Sontheimer *et al.*, 1988d).

5.7 Ventajas y desventajas del carbón activado

5.7.1 Ventajas

- ✓ Remueve materia orgánica disuelta y cloro de manera efectiva
- ✓ Larga vida (alta capacidad) (<http://www.sq.com.ar/lab/metodos.html> carbón)
- ✓ Siendo que el espacio a nivel industrial es caro, las camas de carbón requieren una cantidad relativamente pequeña de espacio
- ✓ El proceso no genera lodos secundarios
- ✓ El proceso no produce olores
- ✓ Puede efectuarse una recuperación de materiales valiosos (Cheremisinoff *et al.*, 1978)

5.7.2 Desventajas

Los problemas que presenta el carbón activado granulado utilizado como purificador del agua son:

- ✓ **Canalización:** Cuando el agua es forzada a través de un sustrato de CAG (que tiene una consistencia similar a la de arena), toma el camino de menor resistencia y va creando sus propios canales a través del CAG en el filtro. Lo que esto significa es que el agua que se intenta filtrar no está en contacto con el CAG el tiempo suficiente para permitir una absorción completa de impurezas. Muchas de estas se mantienen en el agua que sale del filtro y que supuestamente está "purificada".
- ✓ **Crecimiento de bacteria:** Cuando el agua pasa por el CAG, parte de la bacteria queda atrapada en el sustrato. El problema es que esta bacteria atrapada se multiplica prolíficamente en el tibio y húmedo medio entre los granos del CAG. Como el CAG no es muy compacto en estructura, no hay barrera que prevenga que la bacteria que crece dentro del filtro salga con el agua que sale cada vez que se usa el filtro. Inclusive, muchas pruebas que se han hecho demuestran que en ocasiones hay más bacteria en el agua que sale del filtro que en el agua que entra a este. Para corregir este problema, muchas compañías purificadoras añaden al CAG una cantidad de nitrato de plata (AgNO_3), para restringir el crecimiento de bacteria. Sin embargo, el AgNO_3 es venenoso y existen muchas dudas acerca de los efectos de salud adversos que puede tener el nitrato de plata mismo.
- ✓ **Decrecimiento rápido de efectividad:** Como la cantidad de CAG es mínima en la mayoría de los filtros, estos se saturan rápidamente con el uso normal. Los filtros deben ser cambiados regularmente, lo cual se suma al gasto de mantenimiento del filtro (<http://www.aquaviva.com/agua.htm>).

- ✓ Puede generar "carbón fino".

CAPÍTULO 6. MANUFACTURA DEL CARBÓN ACTIVADO

6.1 Materias primas

Las materias primas más comúnmente usadas para la producción de carbones activados para el tratamiento de agua son el carbón bituminoso, lignito, coque de petróleo, madera y cáscaras de coco. Cada material tiende a producir una única estructura de poro (Juhola, 1977; Wiggmans, 1983). Por ejemplo, el carbón activado producido a partir de madera tiene una red muy regular de grandes poros los cuales son paralelos uno a otro, comparada con la estructura de un carbón producido a partir de carbón mineral el cual tiene una distribución irregular de macroporos.

Tan dramática diferencia en la estructura del poro puede tener un impacto en la difusividad de transporte de las moléculas a los sitios de adsorción. El carbón a base de madera es relativamente único en su estructura uniforme, ya que la mayoría de los carbones tienen una distribución al azar de sus macroporos, pero las diferencias significativas en la estructura de los macroporos son función de la materia prima (Brauch y Zemlin, 1972; Hölzel, 1980; Kienle y Bäder, 1980; Rook, 1983).

Existen dos criterios de calidad para los materiales que se empleen en la producción de carbón activado para el tratamiento de agua potable (Sontheimer *et al.* , 1988d):

- a) Las impurezas en los materiales deben ser las mínimas. Una baja concentración de impurezas el material es importante porque después del proceso de activación muchos de estos compuestos pueden presentarse en el carbón en mayores concentraciones que el material precursor. Existen varios materiales de desecho que pueden utilizarse para producir carbón activado, pero a causa de las impurezas estos carbones no pueden utilizarse para el tratamiento de agua potable. De los compuestos no carbónicos presentes en el carbón activado, los compuestos metálicos son los de mayor interés por la posible lixiviación al agua tratada, las reacciones catalíticas en la superficie, y la toxicidad para una provechosa actividad biológica en columnas de carbón activado granular.
- b) La calidad del material debe ser en lo posible constante. Un producto con una calidad consistente es importante para el diseño inicial y para el mantenimiento a largo plazo de un proceso de adsorción eficiente. Cambios en la materia prima, además del proceso de activación, pueden tener un mayor impacto sobre la capacidad de adsorción y la cinética del carbón activado.

6.2 Proceso de fabricación del carbón activado

El carbón activado es fabricado por la oxidación selectiva de materiales carbonosos para producir una estructura altamente porosa, casi cualquier material carbonoso puede ser usado para fabricar carbón activado.

Los materiales carbonosos son activados a través de una serie de procesos los cuales involucran:

- ✓ Remoción de toda la humedad (deshidratación)
- ✓ Conversión de la materia orgánica a carbón elemental (carbonización)
- ✓ Incineración del alquitrán y aumento del tamaño de poro (activación)

Inicialmente el material carbonoso se calienta a 170 ° C para remover la humedad. Las temperaturas son de alrededor de 170 ° C para eliminar el CO₂, CO y vapores de ácido acético. A temperaturas de alrededor de 275 ° C el material se descompone y se forman subproductos como alquitrán metanol.

Cerca de un 80 % de carbón elemental se produce por medio de una exposición prolongada a temperaturas entre 400-600 ° C.

La activación del carbón elemental se realiza con vapor ó dióxido de carbono como agentes oxidantes. El vapor sobrecalentado, 750-950 ° C, pasa a través de un incinerador para eliminar los subproductos de la madera y expandir y extender la malla del poro (Cheremisinoff *et al.* , 1978).

En la figura 6.2.1 se presenta un esquema general para la producción de carbón activado granular y en polvo (Sontheimer *et al.* , 1988d):

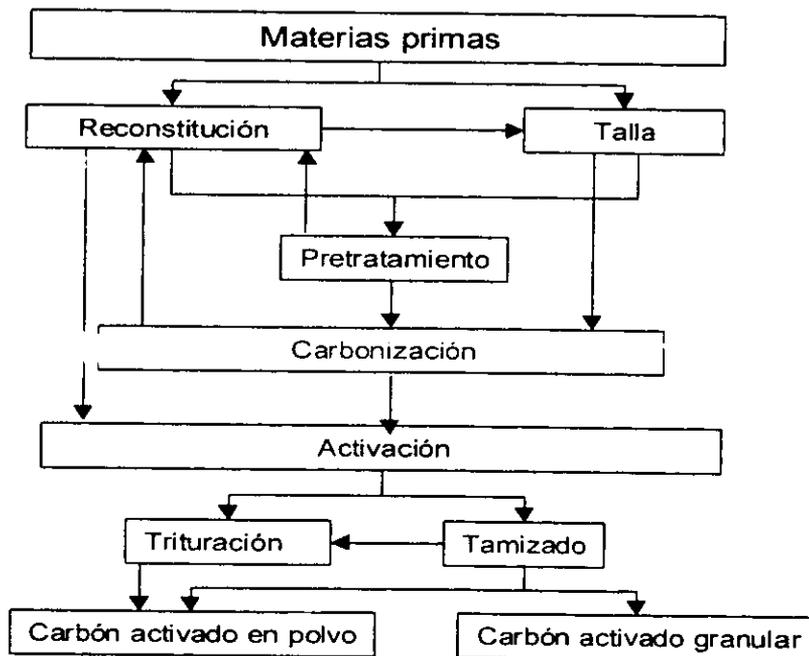


Figura 6.2.1 Esquema general para la producción de carbón activado.

Los materiales carbonosos son activados por:

- ✓ Vapor de alta temperatura: este tipo de activación es el más común, el carbón activado granular grado agua es fabricado por este método. Este involucra el calentamiento de la materia prima a altas temperaturas (800-1000 ° C) con vapor bajo un cuidadoso control de las condiciones.
- ✓ Deshidratación química: Este proceso consiste en el calentamiento de la materia prima a bajas temperaturas (400-500 ° C) en presencia de un agente deshidratante fuerte, el agente más común es el ácido fosfórico, aunque también se utiliza cloruro de zinc

La elección de la materia prima, el método de activación y las condiciones de fabricación controlan la distribución del tamaño de poro y otras propiedades del carbón activado final. En una aplicación en particular, la efectividad de un carbón activado está fuertemente influenciada por la distribución del tamaño de poro (Bryant *et al.*, 1992).

En la tabla 6.2.1 se presentan algunos tipos de carbones activados así como algunas de sus propiedades.

Tabla 6.2.1. Tipos de carbón

PROPIEDAD	COCO	CARBÓN MINERAL	LIGNITO	MADERA
Microporo	Alto	Alto	Mediano	Bajo
Macroporo	Bajo	Mediano	Alto	Alto
Dureza	Alta	Alta	Baja	Mediana
Cenizas	5%	10%	20%	5%
Cenizas solubles en agua	Alta	Baja	Alta	Mediana
Polvo	Bajo	Mediano	Alto	Mediano
Regeneración	Buena	Buena	Pobre	Regular
Densidad Aparente	0,42 g/cm ³	0,48 g/cm ³	0,3 g/cm ³	0,35 g/cm ³
Índice de Yodo	1100	1000	600	100

Fuente: <http://www.giga.com.ar/gaisa/pro8.htm>

6.3 Criterios de selección para un carbón activado

Anteriormente los criterios de selección de un carbón activado se basaban en la comparación de propiedades publicadas ó en isotermas de adsorción de compuestos puros. Sin embargo la mejor forma de elegir un carbón activado, es elaborando pruebas con el agua a tratar a los niveles de concentración de contaminantes más probables de ser encontrados en la operación de la planta. Esta es la única manera de asegurar que se ha hecho la mejor selección del carbón activado para el tipo específico de agua que va a ser tratada.

Para un carbón activado granular las pruebas consisten en columnas piloto múltiples donde el efluente de cada columna es analizado para determinar exactamente la vida efectiva de la cama de carbón. Las isotermas de adsorción pueden utilizarse como una información adicional para propósitos, pero no deben influir sobre el diseño del sistema (Bryant *et al.*, 1992).

6.4 Distribución de tamaño de poro

Los poros de los carbones activados pueden variar significativamente en tamaño, la cantidad de volumen de poro disponible y la distribución de tamaño son importantes para la caracterización de los carbones activados. Esta distribución afecta la selección de un carbón para una aplicación en particular, puesto que la máxima adsorción ocurre normalmente en poros que son aproximadamente del mismo tamaño que las moléculas que van a ser adsorbidas. Un pequeño poro de carbón, el cual característicamente tiende a tener una gran área superficial, es generalmente más apropiado para remociones en fase gas, debido a que las moléculas a adsorber son relativamente pequeñas. En las aplicaciones en fase líquida, sin embargo, la remoción puede detenerse si los poros del carbón son pequeños y pueden obstruirse con moléculas grandes. Para este tipo de aplicaciones es más conveniente un carbón con baja área superficial y tamaño de poro grande (Bryant *et al.*, 1992).

6.5 Regeneración del carbón activado

Las economías del carbón son tales que los costos deben determinar si el carbón puede ser reusado ó no. De este modo el carbón gastado pasa a través de una regeneración ó proceso de reactivación en el cual los compuestos orgánicos son desorbidos y el carbón puede usarse nuevamente.

En años recientes, el carbón activado ha tenido una considerable atención como un medio para prevenir la emisión de contaminantes al ambiente. Usualmente la remoción de los contaminantes del agua aumenta los costos a una operación industrial ó a una planta de tratamiento de agua. Por esta razón, se han desarrollado nuevas tecnologías para producir carbón activado de forma más económica y para la regeneración del carbón gastado.

Entre las varios métodos de regeneración desarrollados desde hace 150 años se encuentran el térmico, el químico, el de disolvente, al vacío, biológico y la oxidación húmeda (Smithson, 1978).

El proceso de adsorción del carbón puede estudiarse en dos ciclos: La adsorción de contaminantes de la corriente de desecho hacia el carbón y desorción de los contaminantes fuera del carbón.

Durante la adsorción los contaminantes son transferidos de la corriente a tratar (líquida ó gaseosa) hacia la superficie del carbón, específicamente hacia los poros internos del carbón.

El ciclo de desorción consiste en deshacer lo que sucedió durante la adsorción, lo que es, remover los adsorbatos de los poros del carbón para liberar los contaminantes

Los métodos de regeneración varían la capacidad de adsorción que se recupera del carbón activado, la cantidad de adsorbatos removidos y sin remover y el grado de deterioro en el carbón activado residual. Dependiendo del material adsorbido, pueden variar considerablemente los requerimientos para removerlo así como el impacto de la remoción en las condiciones del carbón activado original.

Por conveniencia los métodos de regeneración se han dividido en dos tipos: métodos que desorben el adsorbato en una fase líquida y métodos que calientan el carbón activado y remueven los adsorbatos como vapores, los métodos para regeneración se aplican para cualquier tipo de carbón, siempre y cuando se involucre el ciclo de adsorción en fase líquida y en fase vapor (McLaughlin, 1995).

6.5.1 Regeneración por calor

Los métodos térmicos para regenerar el carbón gastado incluyen regeneración con vapor, con un gas inerte caliente, regeneración térmica y reactivación térmica.

6.5.1.1 Regeneración con vapor

Este tipo de regeneración es rutinariamente aplicada en carbones utilizados para fase vapor. Este método usa el contacto indirecto del vapor para liberar los compuestos orgánicos adsorbidos de la superficie del carbón, empleando el fenómeno de que la volatilidad de los compuestos adsorbidos aumenta con la temperatura, de esta forma, el aumento en la temperatura cambia el equilibrio de adsorción para que desorba algunos de los contaminantes fuera de los poros del carbón, resultando una regeneración parcial de la capacidad del carbón.

La regeneración con vapor se utiliza exitosamente cuando los adsorbatos son orgánicos volátiles con puntos de ebullición cercanos a 120 ° C a presión atmosférica. Este método tiene la ventaja de que las condiciones de regeneración no son severas y la estructura interna porosa del carbón generalmente no es afectada. Pero también tiene la desventaja de que compuestos menos volátiles, tales como el fenol y el estireno, cuando se encuentran presentes, no son afectados por el vapor.

6.5.1.2 Regeneración con un gas inerte caliente

Es similar a la regeneración con vapor, en la que ambos vapor y gas regeneran el carbón por calentamiento y volatilizan los contaminantes de la superficie del carbón. La variante entre el uso de vapor ó gas inerte, frecuentemente nitrógeno, depende de que tan miscibles son los adsorbatos en el agua. El vapor generalmente se usa cuando los adsorbatos son relativamente inmiscibles en agua, tales como el tolueno ó disolventes clorados, lo cual facilita la separación del compuesto orgánico recuperado del vapor condensado. si el vapor se usa para compuestos miscibles con el agua, la recuperación del fluido desorbido requiere de destilación, lo cual incrementa el equipo y la energía requerida para el proceso.

Alternativamente un gas caliente es usado en casos donde los adsorbatos son miscibles con el agua, como es el caso de la acetona y el metanol. Usando un gas inerte en esas aplicaciones, la purificación del fluido desorbido se facilita en lugar de la destilación, el vapor es simplemente enfriado hasta que el adsorbato se condensa. Desgraciadamente, la sustitución de un gas inerte caliente por vapor, usualmente eleva el capital del equipo y costos de operación debido a los requerimientos para la condensación a baja temperatura.

6.5.1.3 Regeneración térmica

Este método involucra típicamente el calentamiento del carbón de 300 a 500 ° C. Bajo estas condiciones, los adsorbatos se descomponen en fracciones gaseosas, tales como hidrocarburos volátiles, vapor de agua, óxidos de carbono y nitrógeno, y residuos carbonosos.

La regeneración térmica no deteriora apreciablemente la estructura del carbón; sin embargo, un residuo de los adsorbatos permanece en los poros del carbón y lentamente, se observa el envenenamiento del carbón cuando sólo se usa la regeneración térmica (Almanza, 1997).

Un método que fue desarrollado a través de plantas piloto es el de regeneración de lechos fluidizados. El uso de lechos fluidificados para la regeneración del carbón ofrece la ventaja de un excelente control de temperatura y atmósfera y la habilidad del proceso de pulverizar los sólidos de manera conveniente y continua. Sin embargo el diámetro promedio de las partículas de carbón es aproximadamente de 11 μ , lo cual es considerablemente más fino de lo normalmente usado en operaciones de lecho fluidificado. Los problemas asociados con la fluidificación de polvos finos es la incapacidad de llevar a cabo una fluidificación apropiada y las altas pérdidas de carbón. De está manera el control de la temperatura y el tiempo de retención no se logran.

La aplicación de métodos de fluidificación de regeneración de carbón en polvo requieren del desarrollo de métodos de operación para proporcionar la fluidización de los polvos finos ó el desarrollo de un procedimiento alternativo.

Efecto de la temperatura y la composición del gas

Se han realizado una serie de experimentos en sistemas de lecho fluidizados a una composición fija de gas inerte y un intervalo de temperatura entre 537-815 °C. La capacidad de adsorción y la pérdida de peso incrementa con la temperatura en el intervalo de temperatura estudiado. Estos estudios mostraron que se requieren temperaturas de alrededor de 815 °C para obtener un carbón regenerado de igual capacidad de adsorción que el carbón virgen.

Efecto del tiempo de retención

El efecto del tiempo de retención del carbón fino en el lecho fluidizado sobre su regeneración y recuperación es determinado por la variación de la cantidad del material del lecho.

Perdidas de carbón durante la regeneración

La eficiencia de la recuperación del carbón es extremadamente importante en la economía del proceso de regeneración (Smithson, 1978)

6.5.1.4 Reactivación térmica

Esta se realiza a temperaturas tan altas como 1000 °C, por lo que se oxidan las sustancias orgánicas adsorbidas sacándolas de los poros del carbón. Desgraciadamente, algunos de los poros del carbón también son destruidos durante la reactivación térmica, produciendo el deterioro progresivo y la eventual pérdida de la capacidad de adsorción.

Otra desventaja de la regeneración térmica y la reactivación térmica es la económica. Los costos de equipo son altos, y las elevadas temperaturas aumentan considerablemente el consumo de energía, lo cual repercute en los costos de operación. En resumen, con este método, parte del carbón activado y todo el material adsorbido se destruyen; así también, el periódico reemplazo de carbón activado y la imposibilidad de recuperar el adsorbato aumentan los costos de operación.

6.5.2 Desorción en fase líquida

Los métodos que desorben el adsorbato en fase líquida incluyen la regeneración química, la extracción supercrítica y la regeneración por disolvente.

6.5.2.1 Regeneración química

Ocurre que la adsorción del carbón en fase líquida y básicamente consiste en alterar el pH dentro de los poros del carbón. El cambio de pH convierte los adsorbatos orgánicos en iones, los cuales desfavorecen el equilibrio de adsorción o intercambian iones por un catión inorgánico adsorbido. Las aplicaciones típicas incluyen la remoción de fenol del carbón activado por conversión a fenolato de sodio a un pH alto y la remoción de metales pesados por medio de un lavado con ácido.

6.5.2.2 Extracción supercrítica

Este método involucra el uso de un fluido supercrítico (normalmente dióxido de carbono dado que su temperatura crítica es de 31.2 ° C que es cercana a la ambiente) para extraer los adsorbatos de la superficie del carbón. La técnica es básicamente una variación de la regeneración por disolventes, siendo el fluido supercrítico el disolvente para la desorción. La diferencia está en la recuperación del fluido desorbido, la cual se completa por la reducción de la presión de modo que el disolvente revierta a condiciones subcríticas y por lo tanto a fase vapor.

Sin embargo, aunque la extracción supercrítica ofrece el método más exitoso de la regeneración para una aplicación dada, el aspecto económico usualmente lo elimina de consideraciones futuras. Los altos capitales de inversión y costos de operación han mantenido esta tecnología fuera de la viabilidad económica.

6.5.2.3 Regeneración por disolvente

En este método se utilizan disolventes para disolver el material adsorbido y extraerlo de los poros del carbón activado, posteriormente el disolvente se separa por vapor. El disolvente solubiliza los adsorbatos y los remueve del carbón por medio de vapor. La clave del proceso consiste en escoger un disolvente que solubilice eficientemente los contaminantes y los extraiga de los poros del carbón, y que, posteriormente, pueda ser removido por el vapor. En la figura 6.5.2.3.1 se presentan los pasos que involucra este método.

Los pasos básicos de la regeneración por disolvente son:

1. Desorción tradicional, donde se transfiere el contaminante de la corriente a tratar hacia la superficie del carbón. Se realiza en un equipo de adsorción tradicional tanto para las aplicaciones en fase líquida como vapor.
2. Etapa de desorción. Los poros del carbón activado se inundan con un disolvente orgánico, el cual solubiliza y remueve los materiales adsorbidos. Al final de esta etapa, los poros del carbón

ya han sido liberados de materiales adsorbidos pero, aun se encuentran llenos con el disolvente.

- 3 Remoción del disolvente por medio de una corriente de vapor, similar al proceso de regeneración por vapor. Después de la corriente de vapor, el carbón se sumerge en agua para enfriar el carbón y llenar los poros del carbón con agua. Para aplicaciones de carbón activado en fase vapor, el carbón regenerado se enfría por medio de aire seco, de este modo, también se remueve el agua residual de los poros internos.

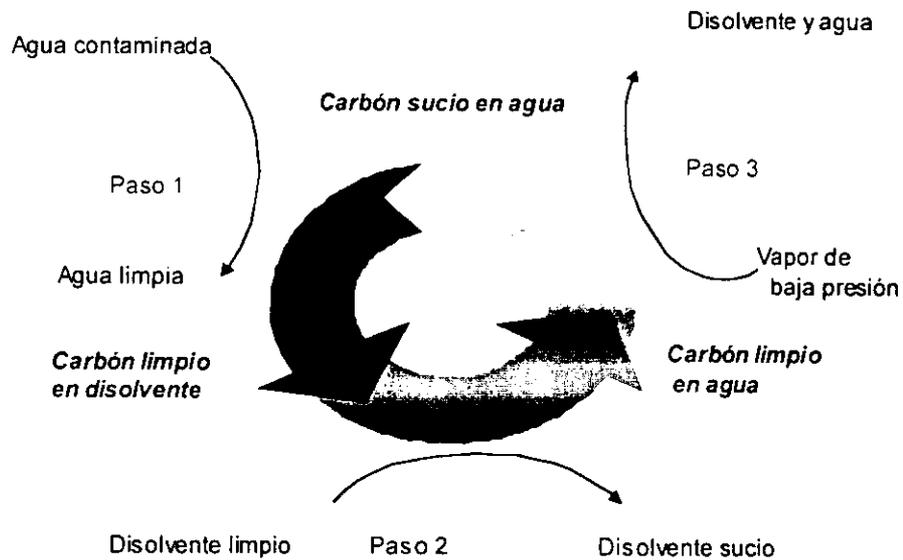


Figura 6.5.2.3.1 Ciclo de regeneración por disolvente en fase líquida.

La regeneración por disolventes ofrece ciertas ventajas sobre la regeneración por métodos térmicos, un buen ejemplo es la reactivación térmica del carbón utilizado en aplicaciones en fase vapor, donde las elevadas temperaturas y las condiciones oxidantes destruyen gradualmente los pequeños microporos del carbón. El carbón pierde su capacidad de adsorción y se vuelve inútil después de cinco ciclos de regeneración. Este fenómeno no ocurre si se utiliza la regeneración por disolventes. Este tipo de tratamiento es más apropiado para la disolución y desorción de compuestos orgánicos y algunos otros compuestos solubles en el disolvente utilizado; sin embargo, en aplicaciones donde se encuentren presentes trazas de metales pesados ó que el carbón sea usado para oxidación (típicamente para la remoción de cloro residual) la regeneración por disolventes no es efectiva.

Por supuesto si la regeneración por vapor no es la apropiada y si los contaminantes adsorbidos no son solubles en disolventes tales como metanol, acetona, tolueno ó gasolina, entonces se debe usar la regeneración térmica (Almaza, 1997).

6.6 Sistema de regeneración de carbón activado

Un sistema de adsorción con carbón activado generalmente consiste de dos operaciones (Lombana *et al.*, 1978):

- a) Proceso de contacto (adsorción)
- b) Sistema de regeneración de carbón

Un arreglo típico del equipo usado en un sistema de carbón activado granular se muestra en la figura 6.6.1. El agua a ser tratada se bombea a la columna, la cual está empacada con carbón activado granular y el agua purificada se remueve de la parte superior de la columna. El carbón activado gastado se remueve de la columna periódicamente para su regeneración y una vez regenerado se empaca la columna nuevamente con él. El carbón activado fresco se carga por el domo de la columna.

La operación de regeneración del carbón se describe de una mejor forma considerando el horno como una parte del sistema. Es decir que el equipo de un sistema de regeneración está relacionado directamente con el horno.

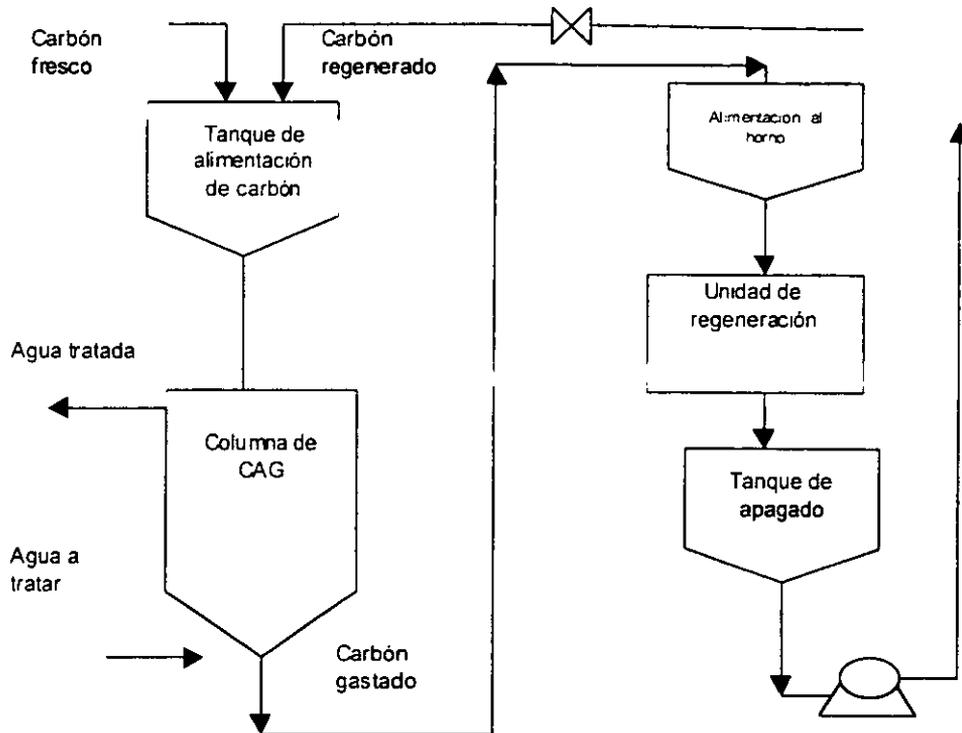
Los sistemas de regeneración consisten de los siguientes equipos:

- ✓ Transporte de la masa
- ✓ Tanques de depósito, deshidratación y alimentación de carbón
- ✓ Alimentación
- ✓ Horno de regeneración
- ✓ Tanque de apagado y transporte
- ✓ Equipo de separación de gases
- ✓ Control e instrumentación

6.6.1 Transporte de la masa

El carbón es descargado de las columnas, debe ser llevado a un equipo de deshidratación antes alimentarlo al horno. El carbón es transportado en una forma de masa, el cual puede manejarse con el siguiente equipo:

- ✓ Bombas centrífugas
- ✓ Bombas de diafragma
- ✓ Eyectores



- ✓ Bomba de torsión

Figura 6.6.1 Arreglo típico de un sistema de adsorción con carbón activado granular.

La masa de carbón es difícil de transportar y debe tenerse cuidado en el diseño de la tubería. Una de las consideraciones más importantes es que la masa de carbón debe mantenerse en movimiento para que el carbón permanezca en suspensión. Para llevar a cabo esto, la velocidad en las tuberías nunca debe ser menor de 45.7 m/min y preferiblemente mayor de 64 m/min, además no deben usarse codos en la red de tuberías, en lugar de codos pueden usarse recodos de radio largo, con un radio igual a tres veces el diámetro más pequeño. Las conexiones de lavado ó retrolavado deben estar localizadas al pie de los caños y deben considerarse otros lugares claves cuando se instalen fuera de la tubería, debe colocarse a la vista un indicador de flujo al final de la bomba ó en otro sitio accesible, para checar visualmente que la masa de carbón no se sedimente y tape la tubería. Todo el sistema de válvulas debe hacerse con válvulas de globo de acero inoxidable. La tubería debe ser lo más corta posible, por ejemplo, el equipo de regeneración debe colocarse lo más cerca posible a las columnas de carbón.

La masa de carbón debe recibirse y deshidratarse antes de alimentarse al horno. Existen dos formas básicas de operar los sistemas de columnas de carbón activado: en lotes y la intermitente. En consecuencia, dependiendo del sistema usado, la recepción, deshidratación y alimentación se desarrollan de forma diferente.

El sistema de lotes, todas las columnas operan en serie y una columna adicional permanece en reserva. Cuando una columna está en operación y es sustituida por la de reserva, todo el carbón de aquella columna ha sido regenerado en un tiempo no determinado. La columna completa, por consiguiente, se transfiere al tanque de almacenamiento y/o deshidratación y entonces se alimenta al horno.

El sistema intermitente es también conocido como tipo cama movable. El carbón gastado es intermitentemente retirado de la columna. El flujo a través de la columna es solo detenido brevemente durante el tiempo necesario para extraer el carbón y reemplazarlo con el regenerado por el domo de la columna. El carbón en la columna se mueve a contracorriente con respecto al flujo de proceso.

6.6.2 Alimentación

El equipo de alimentación se divide en:

- **Banda de transportación:** Se utiliza una banda de transportación para alimentar, pero esta debe ser ancha para ajustar al tanque de descarga. En consecuencia el tanque de descarga no puede reducirse más allá de ciertos límites. Se requiere que la operación intermitente se ajuste a velocidades bajas. Debe proveerse de un sello en la entrada del horno, usualmente cerradura de aire rotatoria.

Una de las ventajas de la banda es que el carbón no sufre deterioración.

- **Tornillo de alimentación:** Este tornillo sella la entrada del horno porque usa un canal cubierto y una conexión tipo brida para el tanque de alimentación, el carbón por sí mismo sirve como un sellador, y elimina la cerradura de aire rotatoria.
- **Válvula tipo rotatoria:** Es la misma que una cerradura de aire rotatoria con velocidad variable. Es usada solamente en unión con el tanque receptor y un tornillo transportador inclinado.
- **Horno de regeneración.** Se emplean hornos de hogar múltiple, estos consisten en laminas de acero con recubrimiento de material refractario. Este material refractario puede ser un concreto refractario en unidades de 30 pulgadas o ladrillo refractario en grandes tamaños. El espacio interior del horno está dividido por bóvedas horizontales de ladrillos, formando compartimentos separados llamados hogares. Los hogares alternos tienen orificios en la periferia ó en el centro por donde el carbón cae a través de un hogar al siguiente. En el centro

del horno se encuentra un pozo de chimenea manejado en el fondo a una velocidad reducida con un controlador de velocidad variable. Este pozo de chimenea se sube y baja por un sello de arena especial para prevenir fugas de aire ó gas. Los hogares que mueven el carbón y los cuales tiene orificios en la periferia son sellados con tapones de goma. Un tapón de goma es un disco de junta para la chimenea la cual previene que el material escape por la parte superior del hogar. Los quemadores están fijos en ciertos sitios en la pared de la cubierta para proporcionar calor al horno y obtener así la temperatura requerida. Estos quemadores pueden ser de boquilla de mezclado ó premezclado y son colocados normalmente para que el exceso de aire pueda introducirse a través de ellos para la oxidación de las impurezas orgánicas del carbón. El sistema de quemadores incluye los accesorios complementarios usuales como son: pilotos de ignición de chispa, válvula selenoide, mezcladores, válvulas de seguridad de corte de gas, etc. El combustible puede ser diesel, propano ó butano.

6.6.3 Tanque de apagado y transporte

Cuando el carbón es descargado del horno, este cae al tanque de apagado. Como su nombre lo indica, es un pequeño tanque lleno con agua controlando el nivel de agua por medio de un controlador de nivel ó un flotador. La descarga del horno se hace a través de una canaleta de acero inoxidable, la cual puede estar sumergida en el agua ó ajustado con una cortina de agua. El tanque de apagado puede construirse en acero al carbón ó si la contaminación por el hierro es una objeción el material puede ser acero inoxidable, acero inoxidable revestido con resina.

6.6.4 Equipo de separación de gases

Para transportar y disponer los gases calientes que se desprenden del horno a través del escape debe contarse con el siguiente equipo:

1. Tubo de trabajo y reguladores de tiro: Se utilizan para regular el flujo y la presión en el horno y usualmente se fabrican en acero inoxidable.
2. Quemador auxiliar: Se usan en instalaciones donde gases nocivos son extraídos del carbón ó se forman durante la oxidación de las impurezas.
3. Lavador húmedo de gases: Se usa normalmente después del quemador auxiliar no solo para recolectar el polvo que no pudo ser quemado sino también enfriar los gases. El lavador puede fabricarse en acero inoxidable para prevenir la corrosión y abrasión por el polvo de carbón húmedo.
4. Colector de polvo: Se usa en algunos casos donde la contaminación del aire no es tan severa, pero es deseable el control de partículas. Los colectores se fabrican en acero inoxidable.

5. Ventilador: Para extraer los gases del horno y a través de un quemador auxiliar, y el lavador de gases, etc., se hace necesario un sistema de ventiladores de corriente de aire inducido. El ventilador puede fabricarse en acero inoxidable ó con una cubierta de hierro fundido y las partes móviles de acero inoxidable.
6. Tubo de escape: Este tubo generalmente es de 9-12 m de altura y pueden fabricarse en acero inoxidable ó acero al carbón y pueden proveerse de un limpiador externo.

6.6.5 Control e instrumentación

Los sistemas usados son de control automático sobre sus funciones y puede automatizarse hasta el punto donde la operación total pueda ser programada a través de una computadora. Los controles usados son los siguientes:

1. Nivel
2. Temperatura
3. Control de quemadores
4. Control de motores
5. Registrador de temperatura en diferentes puntos
6. Corriente de aire

CAPÍTULO 7. PRUEBAS PRELIMINARES A LA ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO

7.1 Determinación de los compuestos presentes en el agua

El uso eficiente del carbón activado para la remoción de contaminantes orgánicos requiere de una habilidad analítica para determinar precisamente la concentración de los compuestos orgánicos disueltos de interés. Estos métodos se aplican en los diseños de investigación preliminares y durante el monitoreo del desarrollo del adsorbedor. Existen tres tipos de parámetros que pueden ser utilizados para ayudar en la determinación de los constituyentes orgánicos del agua: compuestos orgánicos específicos, parámetros orgánicos colectivos, parámetros orgánicos de caracterización. Los parámetros orgánicos colectivos son la medición de la concentración total de compuestos orgánicos y pueden subdividirse en grupos de parámetros, como compuestos de cloro. Los parámetros de caracterización no miden directamente la concentración de sustancias orgánicas, pero describe algunas características medibles, por ejemplo la absorbancia a UV ó la adsorbabilidad, el método conocido como análisis de adsorción puede utilizarse para clasificar el contenido de materia orgánica del agua en varias fracciones adsorbibles. Por consiguiente, el análisis de adsorción es un importante parámetro orgánico de caracterización para el diseño y control de proceso de plantas de adsorción.

La selección del parámetro analítico apropiado muchas veces no es directa, debido al amplio espectro de compuestos que están presentes y a la intención del uso del carbón activado.

- ✓ **Compuestos orgánicos específicos:** las aguas generalmente contienen una gran variedad de sustancias orgánicas que pueden ser tratadas con carbón activado. El número de compuestos orgánicos simples de posible interés es también alto para permitir un chequeo de rutina para la ocurrencia y concentración en el agua. Más de 500 compuestos orgánicos simples han sido ya identificados en el agua potable final, con una gran ocurrencia en aguas superficiales. Esto es además fácil de entender ya que por muchos años se hicieron esfuerzos directos alrededor de la caracterización colectiva de sustancias que son similares en estructura y comportamiento dentro de grupos y poder así desarrollar métodos analíticos para su determinación. El criterio para la separación en grupos es difícil y no se pueden esperar soluciones simples. Parámetros orientados a propiedades físicas, químicas y otras tienen que proponerse para dicha clasificación.
- ✓ **Parámetros colectivos:** ayudan a la evaluación del desempeño de una unidad de carbón activado, pero muy pocas veces es suficiente para determinar sólo la reducción de la concentración total de compuestos orgánicos por parámetros colectivos. Por ejemplo, la

concentración total de materia orgánica disuelta es solo en raros casos una buena indicación de la calidad de agua, especialmente del agua potable. Son más importantes las concentraciones y tipos de compuestos tóxicos individuales. Los parámetros colectivos, en combinación con otros resultados analíticos específicos, permiten sacar conclusiones generales.

- ✓ Parámetros de caracterización: Casi todas las fuentes de agua potable contienen como uno de sus mayores constituyentes sustancias húmicas. No existe un criterio uniforme con respecto a características estructurales definitivas para la clasificación de este gran grupo de constituyentes del agua natural.

7.2 Parámetros colectivos para compuestos orgánicos en solución

Debido a las cantidades relativamente grandes de constituyentes inorgánicos en la mayoría de las aguas y la volatilidad de algunas sustancias orgánicas, la concentración de materia orgánica disuelta no puede ser determinada por métodos de evaporación ó secado. Adicionalmente, el método de residuos volátiles totales (550 ° C) conduce a valores inexactos. Por estas razones se tiene que utilizar dos parámetros indirectos para la determinación analítica de materia orgánica colectiva: la concentración del carbón orgánico disuelto (COD) y la demanda química de oxígeno (DQO), la cual mide la oxidación de la materia orgánica a CO₂ y H₂O. Ambos valores son complementarios y su determinación en la misma muestra puede brindar información adicional acerca de la composición de las sustancias orgánicas en el agua.

7.2.1 Carbón orgánico disuelto

El carbón orgánico disuelto (COD) está definido como la concentración del carbón en sustancias orgánicas disueltas. Si una molécula orgánica está representada por una formula elemental como C_xH_yO_z y tiene una concentración molar, *c*, el COD está dado por la siguiente relación:

$$COD = c(C_xH_yO_z) * 12 \dots\dots\dots Ec. (55)$$

donde

COD : Concentración de carbón orgánico disuelto, (g /m³).

c: Concentración molar, (mol/m³).

C_xH_yO_z : Formula elemental.

12: Peso molecular del carbono, (g/mol).

En casi todos los procedimientos, la determinación analítica del *COD* se basa en la oxidación de la materia orgánica a CO_2 . El CO_2 formado es normalmente analizado por un analizador de gases de infrarrojo ó es convertido a CH_4 y medido por ionización de flama. Generalmente, surgen problemas en la practica con la interferencia del carbón inorgánico, el cual está presente en todas las muestras y debe removerse ó cuantificarlo exactamente para hacer una determinación analítica adecuada.

7.2.2 Demanda química de oxígeno

Este valor puede determinarse si la oxidación procede a tal grado de producir CO_2 , H_2O y SO_2 a partir de la materia orgánica, mientras que al mismo tiempo todos los demás heteroátomos, por ejemplo, nitrógeno, permanecen en su estado de oxidación original. El valor de DQO, es normalmente determinado por la oxidación con dicromato bajo condiciones estándar bien definidas. La demanda teórica de oxígeno puede calcularse a partir de la demanda estequiométrica para la oxidación total. Si este valor es llamado DQO, la concentración molar, c , de un componente $\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z$, produce un valor, el cual puede ser determinado por las siguientes ecuaciones:

$$DQO = c(\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z) * n(\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z) * 32 \dots\dots\dots \text{Ec. (56)}$$

$$n(\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z) = x + \frac{y}{4} - \frac{z}{2} \dots\dots\dots \text{Ec. (57)}$$

donde

DQO : Demanda química de oxígeno, (g/m^3).

C : Concentración molar, (mol/m^3).

$\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z$: Formula del componente.

En la práctica no siempre se cumple con el prerrequisito de que el nitrógeno permanezca con su mismo estado de oxidación. En adición, una oxidación total de toda la sustancia orgánica no siempre es viable. La presencia de constituyentes inorgánicos puede causar interferencia, a menudo los cloruros. En la mayoría de casos, los valores medidos son diferentes de los resultados teóricos.

7.3 Parámetros de caracterización

7.3.1 Absorbancia de la radiación ultravioleta

Muchas de las sustancias orgánicas encontradas en fuentes de agua exhiben la característica propia de absorber en la región visible y UV, a longitudes de onda de 10 a 400 nm y 400 a 800 nm respectivamente. La mayoría de la absorbancia ocurre en intervalo de 400 a 800 nm de la región del UV. Esta absorbancia en el UV se debe principalmente a la simulación de electrones π , es una característica para sustancias con dobles enlaces carbono-carbono y carbono-oxígeno (Sontheimer *et al.*, 1988d).

Sin embargo la dependencia de la absorbancia sobre la longitud de onda puede proporcionar información importante cuando se encuentran presentes compuestos específicos que absorben la luz ultravioleta (Sontheimer y Wagner, 1975; Sontheimer y Giockler, 1981). Por ejemplo, dichas determinaciones permiten una diferenciación entre ácidos sulfónicos (constituyentes principales de aguas residuales de procesos de industrias de pulpa y papel) y la materia húmica. El pH de la solución también tiene un efecto sobre la absorbancia de la materia orgánica. Edzwald *et al.* (1985), han reportado que la absorbancia disminuye en un 15 % a una longitud de onda de 254 nm cuando el pH disminuye de 10 a 2.

7.3.2 Formación potencial de trihalometanos

Un objetivo del uso del tratamiento con carbón activado es la reducción en la cantidad de sustancias orgánicas presentes, lo que permite que en la subsecuente desinfección con cloro produzca menos compuestos orgánicos clorados. Un método para la evaluación de este objetivo es la formación potencial de trihalometanos (FPTHM). La FPTHM está definida como el incremento en la concentración de trihalometanos, la cual ocurre después de la adición de cloro a una muestra. Se han propuesto condiciones estándar para la incubación de la muestra incluyendo dosis de cloro, temperatura, pH y tiempo de almacenamiento.

La desventaja de esto como un procedimiento de estandarización es la diferencia de condiciones en la planta y el sistema de distribución. Debido a que a altas dosis de cloro, las sustancias orgánicas reactivas tienden a producir altos valores de trihalometanos (THM) y cloro orgánico disuelto (CIOD). En la planta, la dosis de cloro se ajusta dependiendo de la demanda total de cloro. Debido a esto, la concentración de THM observada siempre es mucho más baja en la práctica que la comparada con la FPTHM. Consecuentemente, en muchas aguas se empieza por estimar la FPTHM bajo las condiciones que simulan las condiciones de su sistema de distribución. Sin embargo, el método estandarizado de FPTHM tiene la ventaja de comparar entre diferentes fuentes de agua.

Hablando de manera general, la FPTHM se reduce considerablemente con la adsorción en carbón activado. por ejemplo se adsorben las sustancias húmicas, las cuales son precursoras de los THM (Wood y DeMarco, 1980. Sander, 1981. Symons *et al.* , 1981, DeMarco *et al.*, 1983, Roberts y Summers, 1984).

7.3.3 Otros parámetros de caracterización

Los parámetros de caracterización para sustancias orgánicas disueltas se definen usualmente por medio de métodos analíticos, los cuales se usan y debido a eso no permiten ninguna conclusión directa acerca de la composición de la materia orgánica del agua. Por otra parte, describen algunas propiedades medibles de sustancias orgánicas, las cuales frecuentemente pueden ser relacionados a la remoción de materia orgánica por medio de procesos de tratamiento de agua. Muchos de estos métodos son conocidos y otros recientes son continuamente promovidos como nuevos procesos de tratamiento del agua para distinguir los problemas y resolverlos. Por ejemplo la polaridad del carbón orgánico disuelto (COD) puede afectar su remoción, consecuentemente, el fraccionamiento de la materia orgánica por su polaridad en compuestos hidrofílicos e hidrofóbicos y la subsecuente separación de ácidos orgánicos, bases orgánicas y fracciones neutras puede encontrar un incremento en su uso en el futuro.

Dentro de los parámetros de caracterización de importancia en la práctica para el control del proceso de adsorción se encuentran:

- a) Extracción con cloroformo y alcohol: Estos métodos involucran la medición gravimétrica de materia orgánica, la cual ha sido primero adsorbida en carbón y subsecuentemente se extrae con cloroformo y alcohol (Cooper, 1984). Aunque existen resultados que relacionan la recuperación de orgánicos, este método proporciona una medida de la materia orgánica adsorbible.
- b) Demanda de cloro: La cantidad de agentes oxidantes, por ejemplo cloro, necesario para lograr desinfección confiable depende de la cinética de la reacción y de la concentración residual deseada. Generalmente esto es lo deseado para determinar la dosis necesaria con la prueba de demanda de cloro. La operación del método analítico es muchas veces ajustado a las condiciones prácticas. Por medio de la determinación de las constantes cinéticas, también es posible caracterizar los compuestos orgánicos (Bernhardt y Hoyer, 1979). De manera análoga puede obtenerse información con otros oxidantes, el ozono por ejemplo(Lienhard, 1980). Usualmente el tratamiento con carbón activado reduce la demanda de cloro, la cual normalmente resulta una reducción en la producción de THM.
- c) Aumento de la cuenta de bacterias: Para evitar cambios adversos en la calidad del agua dentro del sistema de distribución, es necesario cuantificar la concentración residual de sustancias

orgánicas biodegradables. Lo más conveniente para determinar este parámetro es la medición de la velocidad de crecimiento de los microorganismos generalmente presentes en el agua. Un método para evaluar el crecimiento bacteriano es la medición de la dispersión de la luz, porque la concentración de bacterias es proporcional a la turbiedad en el intervalo de 10^5 y 10^7 bacterias por mL. El método de caracterización puede ser aplicado para la optimización del oxidante, el cual permite la biodegradabilidad antes de filtrar en carbón activado.

7.4 Compuestos específicos

Existen técnicas modernas que permiten la determinación de un gran número de compuestos orgánicos específicos a bajas concentraciones. Para el diseño y control de los procesos de adsorción, el análisis de sustancias simples juega un papel importante. Los puntos importantes con respecto los propósitos de remover compuestos específicos son:

1. En el pasado el propósito de remover compuestos orgánicos específicos surgió principalmente para el tratamiento de aguas subterráneas donde frecuentemente solo estaban presentes un grupo definido de contaminantes, tales como el tri ó tetracloroetano. Sin embargo se han ido introduciendo nuevos niveles máximos de contaminantes para compuestos orgánicos adicionales. El tratamiento con carbón activado puede ser empleado cada vez más para el propósito de controlar compuestos de manera individual para encontrar los requerimientos de niveles máximos de contaminación.
2. La remoción eficiente de algunos contaminantes específicos puede ser más importante que la baja concentración de los parámetros colectivos y de grupo. La remoción de cloroformo es un buen ejemplo de esta situación porque este compuesto puede fácilmente ser desplazado de la superficie del carbón activado por muchas otras sustancias y por lo tanto puede tenerse un prematuro punto de ruptura durante el tratamiento con carbón activado
3. Si el desarrollo de uno ó más compuestos es igual al del compuesto de interés, entonces este ó estos compuestos pueden considerarse como un indicador ó parámetro sustituto el cual representa el desarrollo del proceso. Desgraciadamente existen pocos ejemplos de este comportamiento.

Una mejor comprensión de los compuestos específicos, que pueden ser removidos por adsorción con carbón activado, se logra comparando los datos cinéticos y de equilibrio del total de los parámetros de carbón orgánico disuelto para conocer aquellos, para compuestos simples específicos.

7.5 Análisis de adsorción

En tratamiento de agua, no solo la composición química del agua es de interés, sino también la parte de la materia orgánica, la cual puede ser removida por floculación, oxidación, adsorción u otros procesos. Esta parte puede ser identificada usando un método analítico orientado al proceso de tratamiento. Un buen ejemplo de tal método es el análisis de adsorción. En este método de clasificación y caracterización, el carbón orgánico disuelto se divide en componentes basados en la adsorbabilidad. Frick (1980) propuso el uso de estos tres grupos de adsorbabilidad:

1. Sustancias no adsorbibles
2. Sustancias pobremente adsorbibles
3. Sustancias fuertemente adsorbibles

El uso del análisis de adsorción puede ayudar a la separación selectiva de compuestos orgánicos por medio del carbón activado. La cantidad óptima de carbón puede ser determinada por la evaluación de los cambios en la concentración del *COD* como medida de la adsorbabilidad del componente individual.

7.6 Parámetros de grupo

La medición de parámetros de grupo puede generalmente puede llevarse a cabo con métodos analíticos que permiten la determinación cuantitativa de grupos de sustancias químicas claramente definidos. Todas las sustancias orgánicas contienen carbón e hidrógeno y muchas contienen también oxígeno, pero en muchos casos también otros átomos están presentes. Los compuestos de interés particular en el tratamiento de agua son los unidos orgánicamente al nitrógeno, el cloro, el sulfuro, y el fósforo. Estos heteroátomos pueden ser asociados con materia orgánica particulada o disuelta. Los compuestos orgánicos de cloro son de especial interés para la aplicación del proceso de adsorción. Además de estos parámetros de grupos elementales, los grupos de parámetros pueden definirse por grupos funcionales. Por ejemplo, estos grupos funcionales caracterizan la estructura de la materia orgánica en aguas naturales: ácidos orgánicos, aldeídos y cetonas, aminas aromáticas y fenoles. Los ácidos orgánicos comúnmente proporcionan información del volumen de materia orgánica de las aguas naturales y se ven afectados por el cambio de pH, lo cual es reflejo de que la adsorbabilidad de las aguas naturales depende del pH.

7.6.1 Cloro unido a compuestos orgánicos

Desde la asociación de compuestos de cloro orgánicos con los riesgos de la salud y el descubrimiento de compuestos orgánicos clorados, como subproductos de desinfección con cloro, este grupo ha empezado a tener un gran interés. Los métodos de análisis y la forma de reportar

este grupo de parámetros son variados. El cloro orgánico disuelto (CIOD) incluye solamente el cloro unido a compuestos orgánicos disueltos, mientras que el cloro orgánico total (CIOT) contempla ambos el CIOD y el cloro unido a materia orgánica suspendida. Con los modernos métodos analíticos es posible determinar los demás enlaces de compuestos orgánicos con halógenos, si es que se encuentran presentes. Generalmente, solo los compuestos de bromo son de relevancia. Estos valores de compuestos orgánicos unidos a halógenos (disuelto ó total) son reportados como en peso equivalente al cloro, por ejemplo g Cl /m^3 . El método analítico más común utiliza el proceso de adsorción con carbón activado para remover los halógenos orgánicos disueltos (XOD) para subsecuentes análisis y es además reportado como halógenos orgánicos adsorbibles (XOA).

Los halógenos orgánicos no se encuentran en cantidades importantes en los sistemas de aguas, así, su presencia y la concentración es un importante criterio para estimar la contaminación de origen antropogénico del agua

7.6.2 Sulfuro unido a compuestos orgánicos

De la misma manera que los compuestos orgánicos de cloro, los compuestos orgánicos de sulfuro son un grupo importante de contaminantes antropogénicos en el agua. No obstante, el sulfuro es un componente de muchas sustancias orgánicas naturales por ejemplo, proteínas y sustancias húmicas, los compuestos de sulfuro sintéticos pueden representar la mayoría de estos grupos de sustancias en muchas de las aguas superficiales y que proviene de aguas de desecho industriales. La determinación del sulfuro orgánico disuelto (SOD) es semejante al (CIOD), por ejemplo, enriquecimiento sobre carbón activado, con subsecuente desplazamiento del sulfato por medio de nitrato, proceso de hidropirólisis y la determinación analítica del sulfato producido. Con una simple dosis de carbón, no siempre es posible la determinación correcta de la cantidad total de sulfuro presente. Por eso, en muchos casos es necesario usar diferentes dosis de carbón para llegar a los compuestos pobremente adsorbibles. El método de determinación de compuestos orgánicos de sulfuro es reciente, y la experiencia de remoción de estos compuestos por medio de procesos de adsorción no es suficiente aún para permitir llegar a conclusiones generales. Tal es el caso de compuestos de nitrógeno y fósforo orgánicos disueltos. Pero la determinación de estos parámetros puede proporcionar de información potencialmente importante para entender muchos de los problemas prácticos encontrados en el tratamiento de agua.

7.6.3 Ácidos orgánicos

Más del 80 % de las sustancias orgánicas en el agua son ácidas por naturaleza. Los ácidos húmicos y fúlvicos son los principales componentes.

Los métodos de adsorción puede utilizarse para describir cualitativamente los ácidos totales orgánicos en solución acuosa. Un método utiliza un carbón activado el cual ha sido purificado y que es adecuado para propósitos analíticos (Maier *et al.*, 1976, Maier, 1981). Después de adsorber la materia orgánica sobre el carbón este es cuidadosamente secado, se realiza una extracción con dimetilformamido (DMF), y se titula con hidróxido de potasio (KOH) en una mezcla benceno-propanol. La titulación en un medio no acuoso facilita la determinación del punto final de la titulación.

7.7 Caracterización de la calidad del agua y el proceso de adsorción

7.7.1 Calidad del agua

La experiencia en el tratamiento de agua muestra que el *COD* y la *DQO* son parámetros de importancia para la evaluación de la materia orgánica del agua. Las relaciones de *COD* y *DQO* pueden usarse en la determinación de la eficiencia del proceso de tratamiento.

La relación entre *COD* y *DQO* es llamada demanda específica de oxígeno y puede ser calculada sobre la base de una molécula con composición $C_xH_yO_z$ por la siguiente relación

$$\frac{COD}{DQO} = \frac{2}{3} \left(\frac{4x + y - 2z}{x} \right) \dots\dots\dots Ec. (58)$$

La demanda específica de oxígeno es una medida del grado total de oxidación de la materia orgánica. Valores bajos generalmente indican altos estados de oxidación y alta solubilidad en medio acuoso.

El uso de la demanda específica de oxígeno como un parámetro de control para el proceso de adsorción en el tratamiento de agua no es común porque los bajos valores de *COD* en el efluente dificultan su medición exacta. Por otro lado la demanda específica de oxígeno puede pensarse como una medida de la polaridad, la cual puede relacionarse con la adsorbabilidad, otro factor importante en el proceso de adsorción.

7.7.2 Proceso de adsorción

El comportamiento del proceso de adsorción con carbón activado cambia bajo diferentes condiciones de tratamiento siempre y cuando se examinen los mismos grupos de sustancias orgánicas. Es por esta razón que las generalizaciones acerca del uso de carbón activado en el tratamiento de agua potable son difíciles de proponer. Esto no sólo es cierto para la adsorción de materia orgánica natural, sino también para la adsorción de sustancias simples porque existe una

competencia de efectos de adsorción de otros compuestos. Cuando se usan parámetros sustitutos para caracterizar un proceso de tratamiento como la adsorción, es siempre necesario establecer una relación entre los parámetros sustitutos y otros parámetros de interés y como esta relación es afectada por el proceso de tratamiento.

7.8 Objetivos del tratamiento

La calidad del agua potable debe ser tal que su consumo no represente un riesgo substancial para la salud humana. Además, el agua potable no debe contener organismos patógenos ó sustancias químicas en concentraciones que representen un daño a la salud. A parte de esto el agua deber ser estéticamente agradable con respecto al color, olor y sabor. La salud conexas ó primaria puede estipularse de una de dos formas:

1. Como un nivel máximo de contaminante (NMC), si esto es considerado técnica y económicamente viable para determinar y asegurar el nivel de un contaminante dado en el agua.
2. Como una prescripción del tratamiento requerido que puede reducir el nivel de un contaminante, si esto no es viable para determinar el NMC para ese contaminante.

7.8.1 Niveles máximos de contaminación para compuestos específico y parámetros de grupos

Existen dos tipos de estándares para regular la calidad del agua:

1. Metas de los niveles máximos de contaminación (MNMC): no son forzosos para propósitos de salud, similares a recomendaciones o consejos de salud. Son un grupo de niveles los cuales no son conocidos ó que previenen los efectos adversos sobre la salud pública y los cuales permiten un adecuado margen de seguridad.
2. Niveles máximos de contaminación (NMC) son requerimientos específicos, y pueden ser un grupo tan cercano al correspondiente MNMC como sea posible.

En algunos casos, puede ser más conveniente ó más efectivo para determinar los niveles máximos de contaminación en términos de parámetros de grupo de sustancias, más que establecer niveles máximos de contaminación individuales para compuestos químicos específicos.

Tal situación puede darse cuando un grupo de químicos similares se introducen de una fuente común y se cree que presentan riesgos de salud similares, por ejemplo, los THM los cuales son subproductos de la desinfección. En suma, algunas veces los NMC deben expresarse como un

grupo de parámetros debido a la dificultad analítica de separar compuestos estrechamente relacionados de mezclas complejas.

7.8.2 Objetivos de tratamiento basados en parámetros colectivos

A pesar de la racionalidad obvia de los estándares, los cuales se basan en la evaluación de los efectos sobre la salud de sustancias individuales, existen limitaciones en la práctica que se pueden aprovechar.

La única confianza de los NMC para sustancias simples y el control de plantas de adsorción restringidas a estos, es también una desventaja. Frecuentemente, los problemas de la salud pueden ser reconocidos solo después de que han estado presentes por algún tiempo, simplemente porque para las sustancias que los causan, no se han establecido valores de umbral antes. Este número es prácticamente ilimitado, y solo una fracción menor puede ser detectada analíticamente. Esta es una de las razones por las cuales el uso de grupo de parámetros y otras alternativas de valoración y control son esenciales.

Los parámetros colectivos como COD son fáciles de analizar y pueden ser evaluados continua y cuantitativamente. No obstante, existen aún hay fuertes dificultades conceptuales en relación con los parámetros de colectivos como una base de regulaciones, porque es imposible establecer una relación generalmente válida entre la concentración total de orgánicos y los efectos adversos a la salud. Un agua que contenga una alta concentración de materia orgánica, por ejemplo, sustancias húmicas, de ninguna manera se considera peligrosa para la salud.

7.8.3 Estándares de tratamiento

En casos donde la fuente de agua es conocida por estar cargada por una mezcla variable y compleja de contaminantes de múltiples fuentes, es necesario recurrir a guías, recomendaciones ó estándares que especifiquen cierto método de tratamiento en orden a asegurar una protección de la salud pública. Para que sean efectivos las guía de tratamiento ó estándares deben formularse de una manera flexible, permitiendo ajustes para situaciones individuales.

Sin embargo, es difícil prescribir el uso de un proceso para todas las situaciones. Debe tenerse consideración para diferencias en las condiciones de calidad del agua, tamaño de la planta de tratamiento, y otros factores que pueden pesar significativamente sobre el desempeño y costo. Sin embargo, los efectos negativos de todos los procesos de tratamiento pueden tener además uno positivo que no debe descuidarse. Debe reconocerse que no solo la excesiva cloración, sino también la excesiva remoción de compuestos orgánicos por adsorción puede tener efectos detrimentes. La concentración residual de sustancias húmicas frecuentemente ejercen una influencia positiva sobre la formación de capas protectoras, las cuales reducen la tendencia a la

corrosión (Sontheimer y Rudek, 1979). Este peligro no es muy grande, sin embargo, puesto que las sustancias húmicas son especialmente eficientes en la inhibición con frecuencia son pobremente adsorbidas. Por esta razón las columnas de carbón activado pueden ser una barrera contra derrames accidentales ó remoción de niveles intermitentes bajos de compuestos tóxicos, por que muchas de las sustancias las cuales son fuertemente polares ó no polares son adsorbidas eficientemente.

7.9 Uso práctico del carbón activado en el tratamiento de agua

La comparación de diferentes resultados prácticos reportados en la literatura produce opiniones y resultados contradictorios. Esto puede ser atribuido a la diferencia en los constituyentes de materia orgánica e inorgánica del agua y al impacto de los diferentes procesos de pretratamiento. Por ejemplo, la precloración y preozonación tienen mayor influencia sobre la adsorbabilidad de la materia orgánica del agua.

Otro problema que complica la comparación de resultados es que los parámetros usados para evaluar la eficiencia de una planta de adsorción no son generalmente los mismos. Esto es comprensible porque los parámetros usados como control en una planta de adsorción deben seleccionarse en base a los objetivos del tratamiento.

Sin embargo, los valores de casos de estudio pueden mejorarse cuando los datos se reportan en forma más general. Los datos de estudios con diferentes objetivos de investigación se reportan en varias formas, apropiadas y suficiente para sus propósitos individuales. Si por ejemplo, el principal interés es la frecuencia de reactivación y esta se basa sobre un criterio de nivel máximo de contaminación, entonces el dato de mayor interés es concentración del efluente como una función del tiempo. Otro objetivo del tratamiento incluye la carga de masa del carbón activado ó el tiempo del agotamiento completo del carbón y por lo tanto los datos se reportan de tal forma que se satisfaga mejor ese objetivo de tratamiento. Mientras los datos reportados en estos objetivos específicos satisfagan las necesidades inmediatas del proyecto, está limitada la interpretación por otros con diferentes objetivos. Los valores de los siguientes parámetros deben especificar si el potencial de los datos es totalmente realizable.

- a) Características de la calidad del agua: el conocimiento de los parámetros de calidad de agua, además de los constituyentes de interés es a menudo una ayuda en la interpretación de los datos, especialmente si las condiciones que existen son anormales. Los datos de contenido orgánico, cloro ú oxidante residual, pH, oxígeno disuelto, especies de nitrógeno, y sólidos suspendidos puede reportarse. Las mediciones de COD ó DQO, son útiles, siempre que el objetivo de estudio sea cuantificar la remoción de un contaminante orgánico específico. En los reportes de métodos analíticos que no estén todavía estandarizados, como un análisis de un

contaminante específico, el límite de detección y precisión de la determinación debe contemplarse.

- b) Características físicas del carbon tamaño de partícula, área específica de superficie, porosidad, densidad son datos utilizados para la comparación del comportamiento. Los valores de densidad son necesarios para determinar la carga de masa por unidad de masa de carbón activado granular. Se ha demostrado que la edad del carbón y el número de regeneraciones tienen influencia sobre la capacidad de adsorción. También el tipo de carbón activado y el método de fabricación deben especificarse.
- c) Pretratamiento: esto normalmente es reportado, pero muchas veces el nivel del pretratamiento no se proporciona. Los pasos del pretratamiento como dosis, tiempos de contacto y concentraciones residuales deben reportarse, si ellos tienen efecto sobre el compuesto de interés.
- d) Parámetros en el proceso de adsorción con carbón activado granular (CAG).

Tiempo de contacto de lecho vacío. (min)

Velocidad de filtración, (m/h)

Volumen de cama del carbón activado granular, (m³)

Flujo volumétrico, (m³/h)

Longitud de la cama de carbón activado granular, (m)

- e) Parámetros en el proceso de adsorción con carbón activado en polvo (CAP): La dosis de CAP, (g/m³) puede ser calculada a partir de la velocidad de adición de CAP y el flujo volumétrico, por medio de la siguiente ecuación:

$$Dosis = \frac{m}{I} \dots\dots\dots Ec 59$$

donde

m: Velocidad de adición del CAP, (g/h)

I: Flujo volumétrico, (m³/h)

El tiempo de contacto de un sistema de CAP, t, también es utilizado en la determinación del grado de la capacidad de adsorción total.

La medición más importante del comportamiento del CAP y CAG es la diferencia entre la calidad del influente y el efluente (Sontheimer *et al.*, 1988d).

7.9.1 Localización de la adsorción con carbón activado en el tratamiento de agua

En las plantas piloto de Europa y plantas de tratamiento de agua potable se han mostrado en muchos trabajos que la preozonación seguida de una adsorción con carbón activado tiene los siguientes resultados:

- ✓ Remoción más efectiva (por encima de 200%) de compuestos orgánicos disueltos.
- ✓ Se incrementa la capacidad del carbón para remover compuestos orgánicos (por un factor de alrededor de 10).
- ✓ Incrementa la vida de operación de las columnas de carbón antes de ser regenerado (por más de tres años), especialmente si el carbón activado granular permanece libre de compuestos orgánicos halogenados.
- ✓ Existe una conversión biológica de amoníaco en las columnas de carbón activado.
- ✓ Disminución en la cantidad de ozono para remover compuestos orgánicos que sólo usan ozono (el carbón activado biológico tiene un mayor costo beneficio que la ozonación en cuanto a la remoción de carbón orgánico disuelto).
- ✓ El filtrado de una columna de carbón activado en plantas de agua potable puede ser tratado con pequeñas cantidades de cloro ó dióxido de cloro (0.1-0.5 mg/L), lo cual produce agua potable de calidad aceptable en cuanto a calidad bacteriana (cero coliformes fecales) y provee de un desinfectante residual para su distribución (Rice *et al.* , 1978).

CAPÍTULO 8. DIMENSIONAMIENTO DE TORRES DE ADSORCIÓN

8.1 Funcionamiento de la adsorción y curvas de ruptura

En la práctica, la adsorción en carbón activado se lleva a cabo bien en forma continua ó bien en forma discontinua. En la operación discontinua, el carbón activado en polvo se mezcla con el agua residual y se deja decantar. La operación continua se lleva a cabo en columnas conteniendo carbón granulado (de 40 a 80 mallas). Es más económica que la operación discontinua y ha encontrado mayores aplicaciones.

La eliminación de contaminantes en las columnas de carbón activado se lleva a cabo mediante tres mecanismos:

- ✓ Adsorción
- ✓ Fijación de partículas grandes
- ✓ Deposición parcial de materia coloidal

Los porcentajes de eliminación dependen fundamentalmente del tiempo de contacto entre el agua y el carbón activado.

Cuando el agua fluye a través de una columna de carbón activado, los contaminantes se separan gradualmente, y el agua se va purificando progresivamente conforme desciende a través de la columna. No hay demarcación neta entre el agua purificada y la de alimentación. En lugar de ello, se forma una zona de transición en la cual la concentración de contaminante varía desde un máximo, al final de la zona, hasta prácticamente cero en la parte inicial de la misma, esta zona recibe el nombre de zona de transferencia de masa (ZTM). Una vez que el agua contaminada haya circulado a través de una región del lecho de carbón cuya profundidad sea igual a la ZTM, la concentración del contaminante en el agua se habrá reducido a su valor mínimo. El proceso de adsorción no se continuará produciendo por debajo de ese nivel. Conforme se vayan saturando los estratos superiores de carbón granulado, la ZTM se irá desplazando hacia abajo hasta que se produzca el agotamiento. Para que la ZTM se desarrolle por completo dentro del lecho de carbón activado granular, es necesario que transcurra un cierto tiempo mínimo de contacto de lecho vacío. Si el tiempo de contacto de la columna de lecho vacío es demasiado corto (es decir la carga hidráulica es demasiado elevada), la longitud de la ZTM será mayor que la profundidad del lecho de carbón activado, y no se conseguirá eliminar todo el contaminante adsorbible.

El grosor de la ZTM varía en función del caudal que circula por la columna debido a que los fenómenos de dispersión, difusión y formación de canales preferenciales en medio granular dependen directamente del caudal. El único procedimiento que permite aprovechar la capacidad de adsorción en la zona inferior de la columna consiste en la conexión en serie de dos columnas,

habilitando la segunda al agotarse la capacidad adsorbente de la primera, ó la conexión de múltiples columnas en paralelo. Para determinar las dimensiones y número de columnas necesarias para conseguir un tratamiento continuo es necesario conocer los valores óptimos del caudal y la profundidad de la columna y la capacidad operativa del carbón activado. Debido a que estos parámetros sólo se pueden establecer basándose en ensayos dinámicos en columnas experimentales, es recomendable realizar estudios en plantas piloto (Metcalf y Eddy, 1997). El movimiento progresivo de la ZTM puede verse mediante la representación de las llamadas curvas de ruptura. Las ordenadas de una curva de ruptura corresponden a la concentración del efluente y las abscisas corresponden a la duración del flujo a través de la columna. Con frecuencia las abscisas se expresan también en función de los volúmenes de lecho del flujo (Ramalho, 1991).

En la figura 8.1.1 se representa la zona de transferencia de masa y el punto de ruptura.

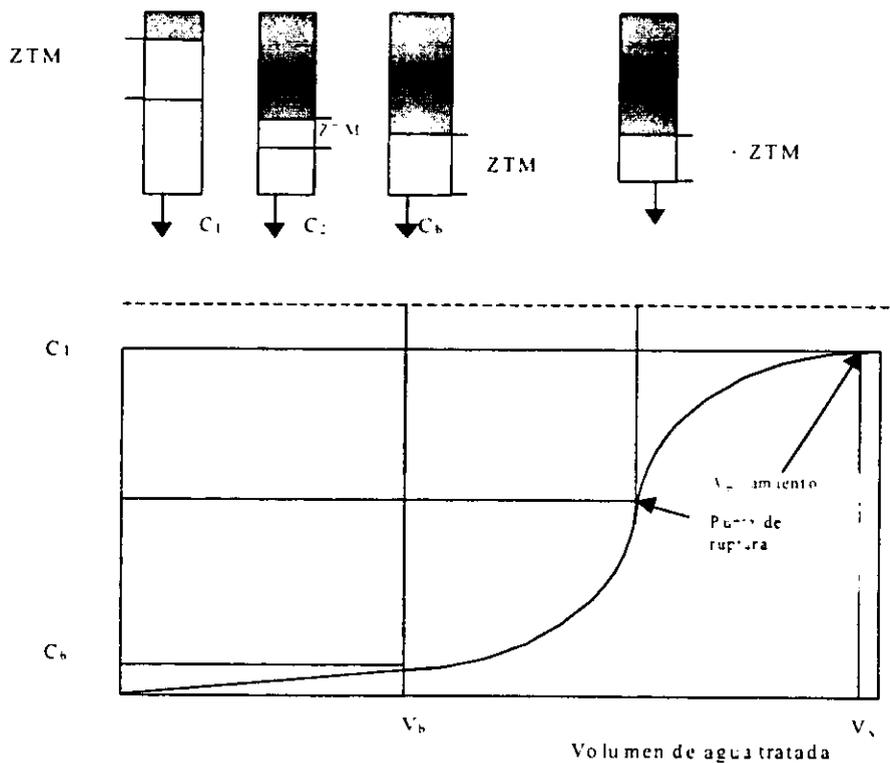


Figura 8.1.1 Curva típica de ruptura para el carbón activado, en la que se muestra la zona de transferencia de masa (ZTM) en relación con el volumen de agua tratada.

8.2 Capacidad de adsorción del carbón

La capacidad de adsorción de un determinado carbón se puede estimar a partir de los datos de la isoterma. Si se presentan los datos de la isoterma, se obtiene una gráfica como la de la figura 8.2.1. A partir de esta figura, la capacidad de adsorción del carbón se puede determinar prolongando la isoterma hasta la intersección con una línea vertical trazada por el punto correspondiente a la concentración inicial C_0 . El valor de $(x/m)C_0$ correspondiente a este punto se puede entonces leer en el eje de ordenadas del gráfico. Este valor de $(x/m)C_0$ representa la cantidad de materia adsorbida por unidad de peso de carbón activado una vez alcanzado el punto de equilibrio con la concentración inicial de constituyente. Esta condición debe cumplirse en la parte superior de un lecho de carbón correspondiente a un tratamiento en columna de contacto, por lo que representa la capacidad de adsorción última del carbón para un constituyente determinado.

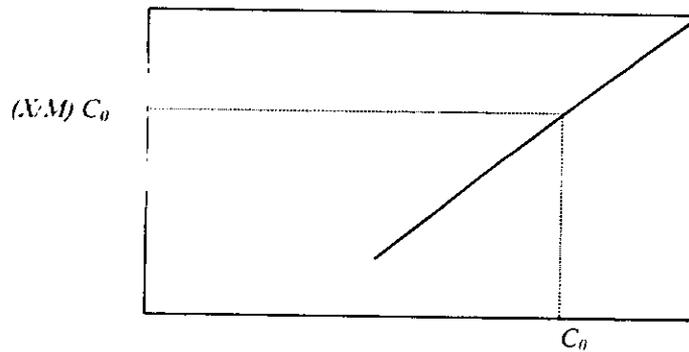


Figura 8.2.1 Representación de la isoterma para determinar la capacidad de adsorción del carbón.

8.3 Capacidad de adsorción de agotamiento

En las aplicaciones prácticas, la capacidad de adsorción de agotamiento de una columna de contacto de CAG a escala real, $(x/m)_r$, es un porcentaje de la capacidad teórica de adsorción obtenida a partir de la isoterma. Se puede asumir como valor de la capacidad de adsorción de agotamiento un valor aproximado entre el 25 y el 50 por ciento de la capacidad de adsorción teórica $(x/m)_0$. Una vez determinado el valor de $(x/m)_r$, el tiempo hasta el agotamiento se puede determinar mediante la siguiente ecuación:

$$\left(\frac{x}{m}\right)_r = \frac{X_r}{M_c} = Q \left(C_i - \frac{C_r}{2} \right) t_r \quad \dots\dots\dots \text{Ec. (60)}$$

donde

$(x/m)_b$: Capacidad de adsorción real, (g/g)

X_b : Masa de material orgánico adsorbido en la columna de CAG al producirse el fenómeno de agotamiento, (g).

M_c : Masa de carbón contenido en la columna, (g).

Q : Caudal, (m³/día).

C_i : Concentración de materia orgánica al producirse el agotamiento, (mg/L).

C_b : Concentración de materia orgánica al producirse el agotamiento, (mg/L).

t_b : Tiempo hasta el agotamiento, (días).

La ecuación anterior se basa en la consideración de que C_i se mantiene constante, y en que la concentración del efluente varía linealmente entre 0 y C_b . Despejando el tiempo hasta el agotamiento se puede expresar como:

$$t_b = \frac{\left(\frac{x}{m}\right)_b * M_c}{Q \left[C_i - \left(\frac{C_b}{2}\right) \right]} \dots\dots\dots \text{Ec.(61)}$$

Como se ha comentado anteriormente, debido al fenómeno de agotamiento, la práctica habitual consiste en utilizar dos columnas conectadas en serie e invertir su posición relativa al llegar a su agotamiento, o bien utilizar múltiples columnas conectadas en paralelo de tal modo que el agotamiento en una columna individual no afecte sustancialmente la calidad del efluente. Con un adecuado muestreo en diversos puntos de la columna es posible prever y evitar el agotamiento y el paso de los compuestos orgánicos tóxicos a través de la columna.

8.4 Consideraciones de diseño. Filtros adsorbedores y postcontactores

En filtros adsorbedores, el carbón activado granular reemplaza al medio de filtración convencional y combina la remoción de partículas y la adsorción de compuestos orgánicos disueltos en una unidad de proceso.

Los postcontactores se colocan después ó corriente abajo de los filtros permitiendo antes una remoción de partículas y optimizando la operación de adsorción en carbón activado específicamente para algunos propósitos.

La selección del equipo tipo de equipo depende principalmente del requerimiento de tiempo de contacto de lecho vacío y los costos. Los filtros adsorbedores generalmente tienen bajos costos de capital, son compactos y pueden muchas veces adaptarse a filtros ya existentes. Sin embargo existen filtros que pueden proveer de un tiempo de contacto de lecho vacío insuficiente, requiriendo de un filtro profundo disponible en filtros existentes. La compatibilidad de los metales de la superficie es también una consideración, debido a la alta corrosividad natural del carbón activado.

Los adsorbedores postcontactores pueden proveer de un alto tiempo de contacto de lecho vacío y un mejor aprovechamiento de la capacidad de adsorción del carbón activado que los filtros, pero tienen altos costos de capital. Este tipo de equipo usa un tamaño de carbón muy pequeño, lo cual proporciona un gran aprovechamiento de la capacidad de adsorción del carbón activado.

En general la comparación entre un filtro adsorbedor y un adsorbedor postcontactador debe hacerse sobre la base de remoción de carbón orgánico total (Weisner, 1987).

Los filtros adsorbedores pueden ser efectivos y económicos en plantas donde las velocidades de flujo son bajas (5 m/h) y el tiempo de contacto de lecho vacío es menor de 190 minutos. Para velocidades de filtración altas (10-12 m/h) el tiempo de contacto de lecho vacío típico es de 5 a 7 minutos y frecuentemente es insuficiente, a menos que el diseño de la caja del filtro proporcione la profundidad media para incrementar ó hacer más económica la construcción adicional del filtro, para incrementar el tiempo de contacto de lecho vacío. Algunas veces el tiempo de contacto de lecho vacío puede incrementarse por medio de la conversión a sistemas de bajo dren más compactos que proporcionen más volumen en el filtro. Es importante hacer notar que cuando el diseño es apropiado el carbón activado granular es el mínimo y tan efectivo como la arena o un filtro dual en cuanto a la remoción de partículas.

8.4.1 Efecto del retrolavado y frente de adsorción

Varias investigaciones han evaluado el efecto del retrolavado y el frente de adsorción en carbón activado granular (Sontheimer *et al.*, 1988a y Wiesner, 1987). Estas investigaciones tienden a considerar dos casos extremos para lechos de carbón activado granular:

- ✓ Completamente estratificado e intacto (sin retrolavado)
- ✓ Completamente mezclado (con retrolavado)

Los dos casos extremos demuestran que ningún retrolavado (aún si es mensualmente) aumenta la zona de transferencia de masa si se compara un lecho fijo ó y lleva un prematuro punto de ruptura. Estas consideraciones deben usarse con precaución cuando se aplican a plantas de gran escala, porque el retrolavado no se hace completamente en filtros con medios filtrantes mixtos y el

retrolavado debe realizarse necesariamente antes de reemplazar o regenerar el carbón activado granular (Adams *et al.* , 1989 y Bouwer *et al.* , 1988). Esto se debe a que se desarrollan pérdidas de carga como resultado del crecimiento biológico y la remoción de partículas. Es también posible que durante el retrolavado se expanda el lecho en un 40 % ó más y entonces se permita que el medio se acomode lentamente y se restratifique completamente el lecho de modo que una porción del frente de adsorción es retenida.

8.4.2 Configuración de un adsorbedor

Los dos tipos fundamentales de adsorbedores de carbón activado granular se clasifican como lecho fijo y lecho fluidificado. En un adsorbedor de lecho fijo, el carbón activado permanece fijo, operando en ambos modos a contracorriente ó en paralelo. En un adsorbedor de lecho fluidizado, el carbón activado granular es retenido en suspensión por un flujo de agua de proceso a una velocidad adecuada para levantar las partículas. Entonces el lecho fluidificado es suspendido y el carbón no permanece en una posición fija, esto no permite una clara zona de transferencia de masa y por eso no se logra una baja concentración en el efluente en comparación con un lecho fijo. En el tratamiento de agua potable los adsorbedores de lecho fijo se usan más comúnmente que los de lecho expandido, aún cuando los adsorbedores de lecho fluidificado pueden tener otras aplicaciones (Sontheimer *et al.* , 1988b).

Para filtros adsorbedores el arreglo debe casi siempre consistir de múltiples lechos en paralelo, este es el arreglo normal para filtros.

Para adsorbedores postcontactores los lechos pueden tener un arreglo en serie ó paralelo. La elección depende de si los objetivos del tratamiento son moderados ó rigurosos. Para objetivos moderados (por ejemplo remoción moderada de compuestos orgánicos), esto puede ser una ventaja para la operación de adsorbedores en paralelo y para mezcla de efluentes en adsorbedores que operan en paralelo que operan a diferentes tiempos.

Para objetivos de tratamiento rigurosos puede ser una ventaja usar adsorbedores múltiples operados en serie. En este sistema, la carga de adsorbente se remueve de servicio cuando se alcanza el punto de ruptura. El adsorbente remanente, el cual debe tener alguna capacidad restante si el frente de ruptura no ha penetrado completamente esta columna, se remueve entonces la posición de carga por medio de una válvula y el adsorbente nuevo se pone en línea en la última unidad. Esto reduce la utilización del carbón activado granular, cuando el carbón más exhausto en la posición principal de la columna se expone a las altas concentraciones de compuestos orgánicos. El arreglo en serie permite lechos de pequeña profundidad y puede de esta manera reducir el incrustamiento del carbón sucio (Sontheimer *et al.* , 1988c). Existe un pequeño beneficio si se cuenta con tres adsorbedores en serie, aunque usualmente es adecuado tener dos

columnas en serie. La selección de una operación en serie ó paralelo debe realizarse después de un análisis económico.

8.4.3 Diseño de un contactor

Los contactores de carbón activado granular son usualmente construidos en acero revestido de epoxi ó de concreto. Los contactores de concreto son usualmente usados en flujo por gravedad, mientras que los contactores de acero pueden ser usados tanto para flujo por gravedad como a presión. Los de acero se usan más comúnmente que los de concreto para operaciones de flujo ascendente y pequeñas instalaciones donde los contactores a presión son típicamente utilizados. Las características principales de los contactores y los parámetros de diseño se muestran en las tablas 8.4.3.1 y 8.4.3.2 respectivamente. Generalmente las economías de escala favorecen a los contactores de concreto para plantas de más de 15mgd de capacidad, a los contactores a presión de acero para plantas de baja capacidad.

Tabla 8.4.3.1 Principales características de los adsorbedores.

TIPO DE ADSORBEDOR	MATERIAL	INTERVALO DE FLUJO(ft ³)	DIAMETRO (ft)	OBSERVACIONES
Acero, flujo por gravedad	Acero al carbón	6000-20000	20-30	Fabricado en campo por soldadura ó con una placa de acero preformada, montado sobre una plancha de concreto.
Acero, flujo a presión	Acero al carbón, acero inoxidable	2000-50000	Arriba de 12	Comprada al fabricante, el tamaño limita la transportación por carretera.
Concreto, flujo por gravedad	Concreto reforzado estándar	1000-200000	Usualmente rectangular	Construido en campo. El diseño varía. Una relación 2:1 longitud - ancho es común.

Fuente: Sontheimer *et al.*, 1988c.

Las velocidades de flujo de los contactores generalmente están en el intervalo de 7.3 a 24.4 m /h, con profundidades de 0.76 a 4.57 m. La conversión de filtros existentes a adsorbedores de primera etapa, generalmente solo proporciona de 0.60 a 1.2 m de profundidad. Por esto, esta aproximación puede no ser adecuada en casos donde se requieren grandes profundidades para el tratamiento.

Tanto el diseño de los postcontactores como la conversión de filtros existentes deben considerar los siguientes aspectos:

- ✓ Requerimientos de tiempo de contacto de lecho vacío
- ✓ Compresión por la carga de la superficie y efectos asociados a la profundidad del lecho
- ✓ Configuración del adsorbedor
- ✓ Retrolavado
- ✓ Materiales de construcción
- ✓ Sistemas de bajo dren
- ✓ Instalación, remoción y transportación del carbón activado granular
- ✓ Almacenamiento de carbón nuevo, gastado y reactivado

Tabla 8.4.3.2 Unidades y valores típicos para parámetros de adsorbedores de carbón activado.

PARAMETRO	SIMBOLO	SISTEMA		VALORES TÍPICOS EN PRACTICA (SISTEMA METRICO)
		INGLES	METRICO	
Flujo volumétrico	V	gal /min	m ³ /h	50-400
Volumen de lecho	V _F	ft ³	m ³	10-50
Area de sección transversal	A _F	ft ²	m ²	5-30
Longitud	l	ft	m	4-18
Fracción vacía		ft ³ /ft ³	m ³ /m ³	0.38-0.42
Densidad de filtrado	Q _F	lb/ft ³	kg/m ³	350-550
Velocidad de filtrado	v _F	gpm/ft ²	m/h	5-15
Tiempo de contacto efectivo		min	min	2-10
Tiempo de contacto de lecho vacío	EBCT ó t _A	min	min	5-30
Tiempo de operación	t _F	días	días	100-600
Volumen producido	V _L	gal	m ³	10 ⁴ -10 ⁵
Rendimiento específico	V _{sp}	gal/lb	m ³ /kg	50-200
Volúmenes de lecho	BV	gal/gal	m ³ /m ³	2000-20000

Fuente: Sontheimer *et al.*, 1988c.

Los requerimientos de tiempo de contacto de lecho vacío y la configuración de adsorbedor ya fueron discutidos anteriormente. Se requiere de un sistema de retrolavado para todos los contactores, aún cuando este solo se use durante la instalación del carbón activado granular para remover finos. En cuanto a los accesorios del retrolavado (por ejemplo, válvulas y tubería) son de interés, los adsorbedores de carbón activado granular no son muy diferentes de los filtros convencionales. La limpieza con aire debe usarse además del retrolavado con agua, pero no simultáneamente, de otro modo puede ocurrir una pérdida del carbón activado granular. Los

sistemas de retrolavado deben estar provistos de una variación gradual de la velocidad de flujo entre y durante los lavados. En orden a estratificar completamente el lecho, la velocidad del retrolavado y el contactor debe ser suficiente para permitir el 40 % de expansión del lecho.

El carbón activado granular en agua es corrosivo y abrasivo, lo cual es necesario tomar en cuenta en la selección del material de construcción. El concreto, plástico y acero inoxidable son adecuados, pero el acero al carbón requiere de un recubrimiento especial tal como con un polímero orgánico.

Aun cuando muchas plantas usan carbón activado granular como medio filtrante, colocado directamente sobre la boquilla de bajo dren con una ranura de 0.2 mm, algunos ingenieros consideran indispensable colocar una capa de grava ó arena como soporte para proteger el bajo dren de la penetración del carbón activado. Sin embargo, la eliminación de esta capa evita problemas de separación del carbón activado y la grava antes de la regeneración. Si no se usa grava ó arena, debe manejarse un flujo bajo de retro lavado durante la instalación del carbón activado en un contactor, debe usarse también un apropiado sistema de boquillas, y en caso de que ocurra una obstrucción en las boquillas, debe recurrirse al retrolavado y lavado de tuberías con aire con sistemas de alivio de presión.

Existen muchos bajos drenes apropiados para usarse con soportes de grava ó arena, incluyendo las boquillas en fondos suspendidos, boquillas y colectores, sistemas de losa plástica. Algunos modelos de sistemas de alivio de presión fijos deben estar indicados y en sistemas de fondos suspendidos deben probarse a presión antes de instalar el carbón activado.

Aunque muchos sistemas se manejan manualmente ó semiautomáticamente, la remoción del carbón activado granular de lechos fijos y tanques de almacenamiento es relativamente complicado. El transporte neumático es factible, pero el transporte hidráulico es más común. Debe tenerse cuidado al diseñar el sistema de transporte del carbón, esto para minimizar las pérdidas de carbón debido a la abrasión excesiva. Esto tiende a moderar el uso excesivo del transporte neumático y requiere diseños cuidadosos de sistemas de transporte hidráulico. El sistema de transporte más exitoso consiste en tubos de 15.24 a 20.32 cm colocados en la pared del contactor, localizado inmediatamente por encima de un fondo suspendido ó entre 10.2 y 15.24 cm por encima de la capa de grava. El carbón activado se remueve a través de estos tubos usando un educor ó una bomba, auxiliado por flujos de retrolavado intermitentes. Alternativamente un tubo flexible de succión puede usarse, sumergiéndolo en lo alto del filtro y moviéndolo manualmente.

Los filtros de fondo plano hacen más difícil la remoción del carbón activado. La concentración de remoción de carbón debe ser de 0.5 a 1 kg de carbón activado granular por 3.5 litros, con una velocidad de transporte entre 1.21 a 1.82 m/s.

8.5 Modelos matemáticos para el diseño de columnas de adsorción con carbón activado

En la mayoría de las ocasiones, la adsorción en carbón se realiza en columnas sin que nunca se establezcan las condiciones ni de equilibrio ni de estado estacionario. En estas columnas de adsorción se emplea carbón activado granular. La capacidad de adsorción es determinada en ensayos discontinuos en condiciones de equilibrio no puede aplicarse a la operación en columnas. La única forma segura de diseñar un sistema de adsorción en carbón es llevar a cabo ensayos en escala semipiloto en columnas bajo condiciones similares a las de operación a escala real.

En algunos casos se utilizan cascadas de adsorción en varias etapas con carbón activado en polvo. Esto se lleva a cabo normalmente en un sistema de flujo a contracorriente. De una etapa a la siguiente en cascada se bombea un lodo de carbón activo. El agua a tratar fluye en contracorriente al lodo de carbón activo en polvo como rebose de una etapa a la siguiente. Cada unidad de la cascada puede tratarse como una etapa teórica de equilibrio (Ramalho, 1991).

8.5.1 Bases de diseño en el modelo de transferencia de masa

La cantidad de adsorbato en el carbón esta relacionada con la cantidad de adsorbato en la solución por la siguiente ecuación:

$$\frac{X}{M} = C \left[\begin{matrix} x \\ m \end{matrix} \right]_0 - \begin{matrix} x \\ m \end{matrix} \right]_r + \begin{matrix} x \\ m \end{matrix} \right]_r \dots\dots\dots \text{Ec. (62)}$$

donde

$\frac{X}{M}$: cantidad de adsorbato en el carbón, (g/g)

$\begin{bmatrix} x \\ m \end{bmatrix}_0$: valor de $\frac{X}{M}$ en equilibrio con la concentración inicial C_0 , (g/g).

$\begin{bmatrix} x \\ m \end{bmatrix}_r$: cantidad residual de adsorbato en el carbón después de la regeneración, (g/g).

C_0 : Concentración inicial del soluto, (g/L).

C : Concentración del soluto en cualquier momento, (g/L).

Asumiendo que se está utilizando carbón fresco o nuevo, el término $\begin{bmatrix} x \\ m \end{bmatrix}_r$ es al inicio igual a cero y

la ecuación (62), se convierte en:

$$\frac{X}{M} = C_0 \begin{bmatrix} x \\ m \end{bmatrix}_0 \dots\dots\dots \text{Ec. (63)}$$

De este modo, cuando:

$C = C_0$, $\begin{bmatrix} X \\ M \end{bmatrix}$ es igual a $\begin{bmatrix} x \\ m \end{bmatrix}_0$, y la coordenada $C_0, \begin{bmatrix} x \\ m \end{bmatrix}_0$ representa un punto de la línea de operación.

De acuerdo con Weber (1972), la velocidad de transferencia del soluto desde la solución a través de una diferencial de la columna, dh , esta dada por:

$$F_w dC = Ka (C - C^*) dh \dots\dots\dots \text{Ec. (64)}$$

donde

F_w : Flujo másico de agua a tratar, (g/h m²).

Ka : Coeficiente de transferencia de masa total, (g/m³ h).

C : Concentración de soluto en solución, (g/L).

C^* : Concentración de equilibrio de soluto en solución correspondiente a la concentración adsorbida

$$\begin{bmatrix} X \\ M \end{bmatrix}, \text{ (g/L)}.$$

El término $(C - C^*)$ es igual a la distancia entre la línea de operación y la curva de equilibrio a

cualquier valor de $\begin{bmatrix} X \\ M \end{bmatrix}$.

La línea de operación está determinada por el balance de material del soluto a lo largo de la columna de adsorción. Si m_s , representa la velocidad de masa superficial de saturación del adsorbente, y se asume que todo el soluto se remueve del efluente al pasar a través de la columna, entonces:

$$F_w C_0 = m_s \begin{bmatrix} X \\ M \end{bmatrix}_x \dots\dots\dots \text{Ec. (65)}$$

donde

C Concentración del soluto a la entrada, (g/L).

F_w : Flujo másico de agua a tratar, (g/ h m²).

m Velocidad de masa superficial del soluto, (g/m²h).

$\left(\frac{X}{M} \right)_x$: Cantidad de adsorbato en el carbón al infinito, (g/g).

La figura 8.5.1.1 representa la relación entre la línea de operación y la isoterma.

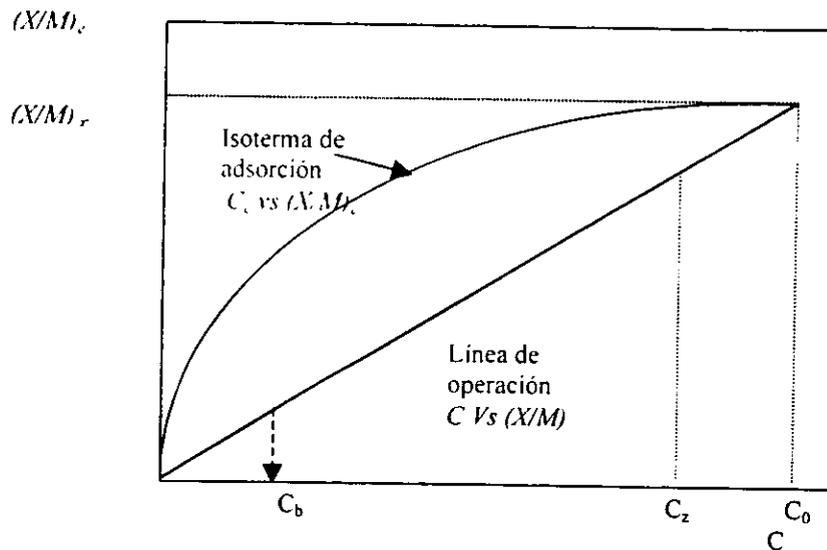


Figura 8.5.1.1 Línea de operación y curva de la isoterma de adsorción.

De la ecuación (64) tenemos:

$$h_z Ka = \int_{C_b}^C \frac{dC}{C - C_e} \dots \dots \dots \text{Ec. (66)}$$

Para un valor de h menor que h_z , correspondiente a la concentración $C < C_z$, la ecuación se transforma en:

$$h = \frac{V_e - V_b}{V - V_h} = \int_{C_b}^C \frac{dC}{C - C_e} \dots \dots \dots \text{Ec. (67)}$$

donde

h : Altura de la columna, (m).

h_z : Altura en el punto z de la columna, (m).

C : Concentración de soluto en solución, (g/L)

C_p : Concentración del soluto permisible en el efluente, (g/L).

C^* : Concentración de equilibrio de soluto en solución, (g/L).

C_b : Concentración de materia orgánica al producirse el agotamiento, (g/L).

V : Cantidad de masa en el tiempo total por unidad de área, (mg/m²).

V_b : Cantidad de masa total del efluente que pasa a través de una sección transversal en el punto de ruptura, (mg/m²).

V_c : Cantidad de masa de agua libre de soluto que pasa por la sección transversal, (mg/m²).

Por medio de la ecuación (67) es posible graficar una curva de avance teórica y determinar las características necesarias de operación para el diseño de una columna de adsorción.

8.6 Método de escalamiento

Este método fue desarrollado por Fornwalt y Hutchins (1966) para el diseño de columnas adsorción. La principal información experimental que se requiere es la curva de ruptura realizada en una columna de prueba a nivel laboratorio ó piloto, esta tiene que ser operada con el mismo valor de flujo del líquido en términos de volúmenes de lecho por unidad de tiempo, Q_b , en la columna diseñada. Puesto que el tiempo de contacto, T_c , es igual a ε/Q_b , donde ε es la fracción porosa, la columna diseñada debe tener el mismo tiempo de contacto que en la columna de prueba. Además si los tiempos de contacto son los mismos, se asume que el volumen del líquido tratado por unidad de masa de adsorbente, U_n , para la curva de ruptura obtenida en la columna de prueba es el mismo que para la columna a diseñar. Puede desarrollarse inicialmente una prueba para obtener una curva de ruptura, esto para seleccionar un flujo de líquido, Q_n , satisfactorio, en volúmenes de lecho por unidad de tiempo. Esto puede estimarse a partir de cálculos usando información como el volumen de requerido, la concentración del soluto, la concentración máxima en la fase sólida. Usualmente el valor de Q_n es de 0.2-0.3 volúmenes de lecho por hora.

El volumen de la cama está definido como:

$$BV' = \frac{Q}{Q_b} \dots \dots \dots \text{Ec. (68)}$$

donde

Q : Flujo del líquido de diseño, (m³/ día).

Q_n : Flujo del líquido en términos de volúmenes de cama por unidad de tiempo, ($m^3/día$).

La masa de carbón, M , puede determinarse también por medio de la siguiente ecuación:

$$M = BV * \rho_s \dots\dots\dots Ec. (69)$$

donde

BV : Volumen de lecho, (m^3).

ρ_s : Densidad del carbón, (kg/m^3).

A partir de la curva de ruptura a nivel laboratorio ó piloto, se determina el volumen en el punto de ruptura para la concentración permisible de soluto en el efluente, C_p . El volumen de líquido tratado por unidad de masa de adsorbente, U_B , se determina de la siguiente manera:

$$U_B = \frac{V_B}{M} \dots\dots\dots Ec. (70)$$

donde

V_B : Es el volumen en el punto de ruptura y se determina para la máxima concentración permisible, C_m , (L).

M : Masa de carbón activado, (kg).

La masa de carbón gastado por hora, M_T , está definido como:

$$M_T = \frac{Q}{U_B} \dots\dots\dots Ec. (71)$$

donde

Q : Flujo del líquido de diseño, (L/día).

U_B : Volumen del líquido tratado por unidad de masa de adsorbente, (L/kg).

M_T : Masa de carbón gastado por hora, (kg/h).

El tiempo de ruptura, t_r , está definido como:

$$t = \frac{M}{M_T} \dots\dots\dots \text{Ec. (72)}$$

El calculo del volumen en el punto de ruptura, V_B , para la concentración permisible, C_u , para la columna es:

$$V_B = Qt \dots\dots\dots \text{Ec.(73)}$$

donde

Q : Flujo del líquido de diseño, (L/día).

V_B : Es el volumen el punto de ruptura y se determina para la máxima concentración permisible, C_u , (L).

t : Tiempo de ruptura, (h).

8.7 Aproximación cinética

Este método utiliza una ecuación cinética basada en la derivación de Thomas (1948). La ecuación cinética puede derivarse también de una extensión de la ecuación de Bohart Adams (1920) (Loebenstein, 1975). La principal información experimental requerida es la curva de ruptura obtenida en una columna de prueba a nivel laboratorio ó escala piloto.

La expresión de Thomas para una columna de adsorción es la siguiente:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{1 + e^{\frac{k_1}{Q}(q_0 M - C_0 V_B)}} \dots\dots\dots \text{Ec. (74)}$$

donde

C : Concentración del contaminante en el inicio, (mg/L).

C_0 : Concentración del contaminante en el efluente, (mg/L).

k_1 : Constante de reacción (h/mg L).

q_0 : Concentración máxima en la fase sólida de soluto adsorbido, (mg/mg).

M : Masa de adsorbente, (mg).

Q : Flujo de agua, (m³/h).

V_B : Volumen de líquido en el punto de ruptura, (m³).

Asumiendo que el término de la derecha es igual al de la izquierda, reareglando y tomando logaritmo natural la ecuación (74) queda de la siguiente manera:

$$\ln\left(\frac{C_0}{C} - 1\right) = \frac{k_1 q_0 M}{Q} - \frac{k_1 C_0 V_B}{Q} \dots\dots\dots \text{Ec. (75)}$$

La ecuación anterior representa la ecuación de una línea recta del tipo $y = mx + b$, donde $y = \ln(C_0/C - 1)$, $x = V$, $m = k_1 C_0 / Q$, $b = k_1 q_0 M / Q$.

La columna de prueba para obtener la curva de ruptura debe operarse aproximadamente al mismo flujo en términos de volúmenes de lecho por unidad de tiempo que la columna diseñada. Una ventaja de esta aproximación es la de poder seleccionar un volumen de ruptura en el diseño de una columna (Reynolds y Richards, 1996).

8.8 Ejemplo de dimensionamiento

Un agua contiene 200 mg/L de COT y va a ser tratada en una columna de carbón activado granular con un flujo de 150 m³/ día y la concentración permisible en el efluente C_a , es de 10 mg/L como COT. Se obtuvo la curva de ruptura de manera experimental en una columna piloto operada a 1.67 BV/h (se refiere al flujo del líquido en términos de volumen de lecho por hora). En la tabla 8.8.1 se presentan los datos de la curva de ruptura, es decir el comportamiento de los valores del volumen de agua tratada y la concentración en el efluente (este concepto se ha considerado ya en el punto 8.1) y en la figura 8.8.1, se da la representación gráfica de dicha curva. Otros datos son: flujo del líquido 12.39 L/h, la velocidad de flujo del líquido por unidad de área es de 2.04L/m²s, densidad del carbón es de 400 kg/m³.

Tabla 8.8.1 Datos obtenidos a partir de la prueba de determinación del punto de ruptura.

V (L)	C (g/L)	C/C ₀	C ₀ /C	(C ₀ /C)-1	ln((C ₀ /C)-1)
378	0.009				
984	0.011				
1324	0.008				
1930	0.009	0.045	22.1	21.1	3.049
2272	0.030	0.150	6.67	5.67	1.735
2520	0.100	0.500	2.00	1.00	0
2740	0.165	0.825	1.21	0.21	-1.560
2930	0.193	0.965	1.036	0.036	-3.324
3126	0.200	1.000	1.00		0.00

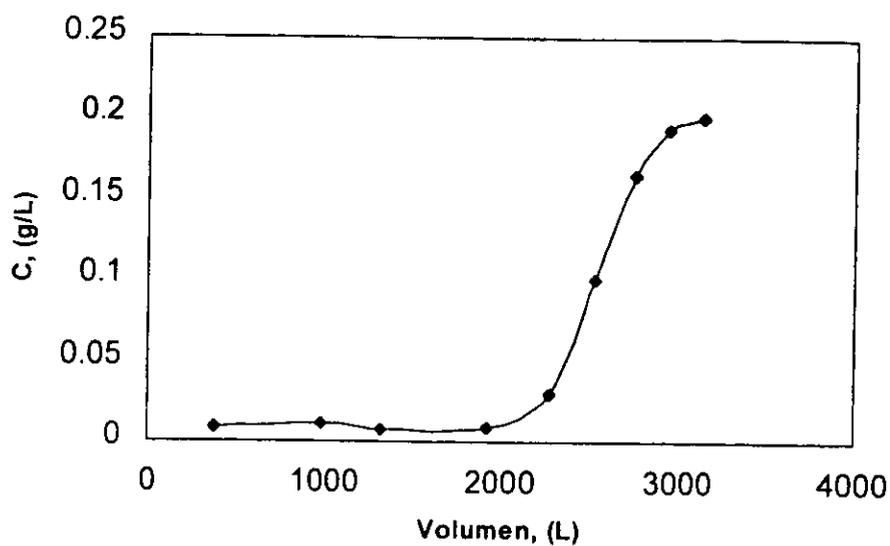


Figura 8.8.1 Curva de ruptura.

A partir de los datos de la tabla 8.8.1 se obtiene la gráfica de $\ln((C_0/C)-1)$ contra el volumen como se muestra en la figura 8.8.2.

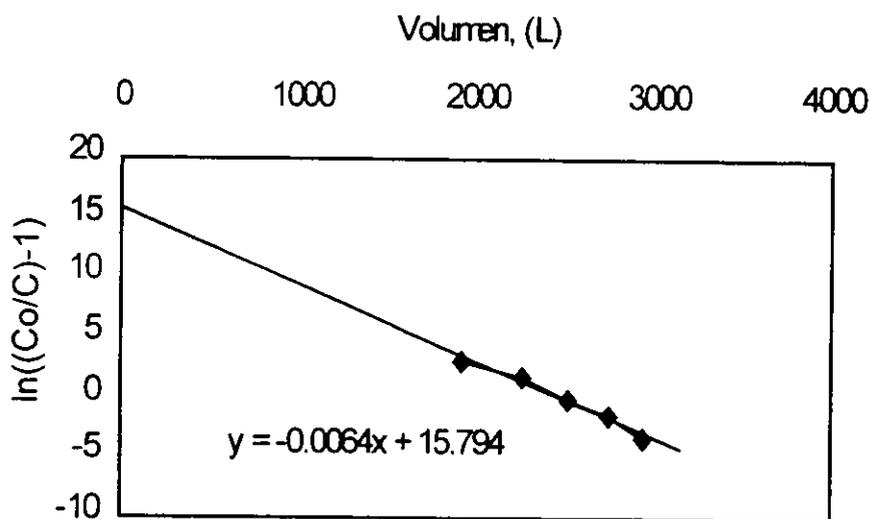


Figura 8.8.2 Representación de $\ln((C_0/C)-1)$ vs volumen.

Sustituyendo en la ecuación (68) podemos encontrar el volumen de la cama necesario de la siguiente forma:

$$BV = \frac{\left(\frac{150m^3}{d} \right) \left(\frac{d}{24h} \right)}{1.67} = 3.7425m^3 \dots \text{Ec. (76)}$$

A partir de la gráfica de $\ln((C_0/C)-1)$ contra volumen se obtiene el valor de la pendiente el cual se puede relacionar con el flujo y la concentración inicial de COT para obtener la constante de reacción de la siguiente manera:

$$\text{pendiente} = \frac{k_f C_0}{Q} \dots \text{Ec. (77)}$$

Despejando de la ecuación (77) el valor de k_f :

$$k_f = \frac{\text{pendiente} * Q}{C_0} \dots \text{Ec. (78)}$$

donde

k_f : Constante de reacción, (L/kg s).

C_0 : Concentración inicial del contaminante, (kg/L).

Q : Flujo de diseño, (L/s).

pendiente, (1/L).

Sustituyendo en la ecuación (78) obtenemos:

$$k_f = \frac{0.0064 \cdot 12.39L \cdot h}{0.2g \cdot Kg} \cdot \frac{3600s}{L \cdot 1000g} = \frac{0.1101 L}{Kg \cdot s} \dots \text{Ec. (79)}$$

La concentración máxima de sólido, q_m , puede calcularse a partir de la ordenada al origen de la figura 8.8.2.

$$b = \frac{q_o k_f M}{Q} \dots\dots\dots \text{Ec. (80)}$$

Despejando de la ecuación (80) el valor de q_o , se tiene:

$$q_o = \frac{bQ}{k_f M} \dots\dots\dots \text{Ec. (81)}$$

donde

b : Ordenada al origen.

Q : Flujo de diseño. ($m^3/\text{día}$).

M : Masa del carbón, (kg).

q_o : Concentración máxima de sólido. (kg /kg).

Sustituyendo valores en la ecuación (81), obtenemos q_o :

$$q_o = \frac{15.794 * 12.39 \text{ L}}{0.1101 \text{ L} * 3600 \text{ s} * 2.98 \text{ kg}} = \frac{0.1656 \text{ kg}}{\text{kg}} \dots\dots\dots \text{Ec. (82)}$$

La masa de carbón, M , puede determinarse también por medio de la ecuación (69):

Sustituyendo valores:

$$M = 3.7425 \text{ m}^3 * \frac{400 \text{ kg}}{\text{m}^3} = 1497 \text{ kg} \dots\dots\dots \text{Ec. (83)}$$

De la gráfica 8.8.1 el volumen permisible de ruptura a $C_u=0.01 \text{ mg/L}$ es de 2000L, entonces con este valor y sustituyendo en la ecuación (70) podemos encontrar el volumen del líquido tratado por masa de carbón activado.

$$U_B = \frac{2000 \text{ L}}{2.98 \text{ kg}} = 671.14 \frac{\text{L}}{\text{kg}} \dots\dots\dots \text{Ec. (84)}$$

Ahora la mas de carbón gastada por hora la calculamos con la ecuación (71):

$$M_T = \left(\frac{150 m^3}{d} \right) \left(\frac{1000 L}{m^3} \right) \left(\frac{d}{24 h} \right) = 9.3125 \frac{kg}{h} \dots\dots\dots Ec. (85)$$

671.14 L

Sustituyendo valores en la ecuación (72). encontramos el tiempo de ruptura:

$$t = \frac{1497 kg}{9.3125 kg/h} = 160.75 h \dots\dots\dots Ec. (86)$$

Ahora que sabemos el tiempo en el cual se llegará a la concentración permisible en el efluente podemos calcular el volumen de ruptura de diseño, es decir el necesario para el flujo que se va a manejar:

Sustituyendo valores en la ecuación (73) encontramos el valor del volumen de ruptura:

$$V_B = \left(\frac{150 m^3}{d} \right) (160.75 h) \left(\frac{d}{24 h} \right) = 1004 m^3 \dots\dots\dots Ec. (87)$$

El diámetro de la columna está definido como:

$$D = \left(\frac{4 Q}{v \pi} \right) \dots\dots\dots Ec. (88)$$

donde

D: Diámetro, (m).

v: Velocidad de flujo, (L/h m²).

Sustituyendo valores en la ecuación (88), calculamos el valor del diámetro de la columna:

$$D = \left(\frac{4 \left(\frac{150 m^3}{d} \right) \left(\frac{d}{86400 s} \right) \left(\frac{1000 L}{1 m^3} \right)}{\pi \left(\frac{2.04 L}{s m^2} \right)} \right)^{1/2} = 1.04 m \dots \dots \dots \text{Ec. (89)}$$

El volumen de la columna está definido en términos de la masa de carbón necesaria y su densidad, de la siguiente manera:

$$V = M \cdot \rho_v \dots \dots \dots \text{Ec. (90)}$$

donde

V : Volumen de la columna, (m^3).

M : Masa del carbón activado, (kg).

ρ_v : Densidad del carbón activado, (kg/m^3).

Sustituyendo los valores de los términos de la ecuación (90) obtenemos el valor del volumen de la columna:

$$V = 1497 \text{ kg} \left(\frac{1 m^3}{400 \text{ kg}} \right) = 3.7425 m^3 \dots \dots \dots \text{Ec. (91)}$$

Ahora que ya se han definido el diámetro y el volumen de la columna se puede conocer la altura con la siguiente ecuación:

$$Z = \frac{V}{A} = \frac{V}{\pi D^2} \dots \dots \dots \text{Ec. (92)}$$

donde

Z : Altura de la columna, (m^3).

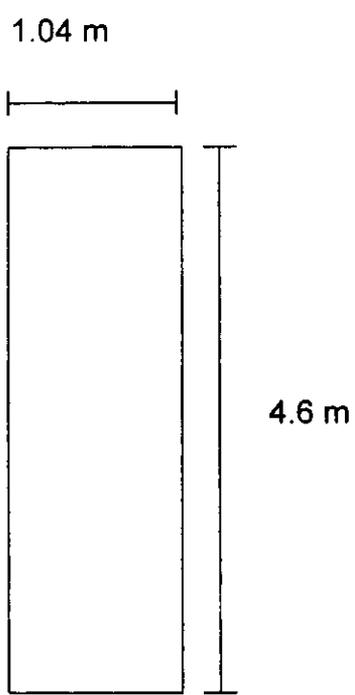
A: Área de la columna, definida como $\frac{\pi D^2}{4}$, (m²).

D: Diámetro de la columna, (m).

Sustituyendo valores den la ecuación (92), se obtiene el valor de la altura de la columna:

$$Z = \frac{4(3.7425 \text{ m}^3)}{\pi(1.04 \text{ m})^2} = 4.5818 \text{ m} \dots\dots\dots \text{Ec. (93)}$$

DATOS	VALOR
Flujo de agua a tratar	150 m ³ /día
Concentración inicial de COT	200 mg/L
Concentración final de COT	10 mg/L
Flujo del líquido	12.39 L/h
Velocidad de flujo del líquido	2.04 L/s m ²
Densidad del carbón	400 kg/m ³
DIMENSIONES	
Volumen	3.7425 m ³
Altura	4.5818 m
Diámetro	1.04m



The diagram shows a vertical rectangular tower. A horizontal dimension line above the tower indicates a diameter of 1.04 m. A vertical dimension line to the right of the tower indicates a height of 4.6 m.

CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES

Proceso de ozonación

- El ozono es uno de los tratamientos más efectivos en la actualidad dentro del tratamiento de agua debido a sus propiedades oxidantes y desinfectantes, además de que aumenta la biodegradabilidad de muchos compuestos haciendo más fácil su remoción; puede combinarse con H_2O_2 ó radiación UV para eliminar compuestos que resisten aún la aplicación del ozono sólo, ya que este se vuelve más reactivo, lo que provoca que las dosis aplicadas sean menores.
- El ozono puede aplicarse vía directa (ozono molecular, O_3), donde las reacciones son selectivas ó bien vía indirecta o por radicales con alta reactividad aunque sin selectividad
- El aire utilizado en la generación de ozono es de gran importancia, pues afecta directamente la producción de ozono, siendo indispensable que cumpla con características de pureza y de humedad. Es necesario contar con los equipos que permitan el acondicionamiento del aire como son: un compresor, un enfriador de aire, un secador y un filtro de partículas.
- El método de generación de ozono más utilizado en el tratamiento de agua es el de corona de descarga, porque ofrece una mayor producción de ozono comparado con los otros métodos, aunado a que no presenta problemas de corrosión de los electrodos como el de generación por electrólisis del ácido sulfúrico por ejemplo.
- Por lo que respecta al sistema de difusión debe seleccionarse de acuerdo a la aplicación y tiempo de retención necesario.
- Debido a que la transferencia del ozono no es completa es necesario un sistema de destrucción del gas residual, esto para mantener las condiciones de seguridad tanto para los operadores de las plantas de tratamiento, donde se cuente con un equipo de generación de ozono, como para proteger las instalaciones de las mismas.
- Es importante señalar que las pruebas de tratabilidad son indispensables para lograr un proceso de ozonación eficiente, ya que por medio de ellas se puede determinar la dosis, el tiempo de contacto y otras variables como el flujo de gas y líquido. Dentro de estas pruebas también debe determinarse la eficiencia de la transferencia, la demanda de ozono, la cual depende del tiempo de contacto y el tipo del difusor utilizado. Estas determinaciones son

valiosas para cuantificar la cantidad de ozono requerido para remover a un contaminante en particular. El decaimiento del ozono es otro parámetro importante ya que indica el tipo de reacciones que están compitiendo antes de que la demanda de ozono se cubra. Los datos obtenidos de estas pruebas son básicas para el dimensionamiento de una cámara de contacto para ozono mediante parámetros relevantes tales como: las características del agua a tratar, el grado de remoción que pueda llegar a esperarse, el tiempo de contacto y la dosis óptima.

- El coeficiente de transferencia de masa es un factor importante en el diseño, debido a que refleja si la transferencia es buena ó no. Dicho coeficiente puede determinarse experimentalmente ó mediante relaciones ya establecidas para condiciones específicas. Este es función de la velocidad con la que el gas ozonado es alimentado a la cámara de contacto. Por su parte la velocidad del gas está íntimamente ligada con parámetros del diseño como los son: la dosis de tratamiento, la concentración inicial del gas, el tiempo de residencia y la altura de la cámara de contacto; por lo que el dimensionamiento depende mucho de la velocidad del gas.

Proceso de adsorción con carbón activado.

- El carbón activado dentro del tratamiento de agua brinda una serie de ventajas debido a su gran capacidad de adsorción que lo hace capaz de remover muchos compuestos orgánicos presentes en el agua. Dichas características son función del tipo de material empleado para producirlo y el método de activación aplicado, ya que cada material proporciona una estructura diferente de los poros. Lo anterior tiene un gran impacto sobre el transporte de los contaminantes a los sitios de adsorción, por lo que deben considerarse estos aspectos para la elección adecuada de un carbón. La mejor forma de elegir un carbón es elaborando pruebas con el agua a tratar dependiendo del tipo de contaminante que vaya a removerse.
- Por lo que respecta a la regeneración del carbón esta ha tomado gran importancia debido a los aspectos económicos que esto representa, ya que sometiendo el carbón agotado a un tratamiento térmico ó químico para su regeneración ó reactivación los costos de operación de la planta pueden disminuir.
- De los diferentes métodos de regeneración ninguno restablece totalmente la capacidad del carbón pero si ofrecen ciertas ventajas, por ejemplo:
 - La regeneración con vapor ofrece una restauración parcial de la capacidad del carbón, pero la estructura interna del poro no se ve afectada.

- La regeneración térmica permite un residuo de adsorbatos en el carbón regenerado.
 - La reactivación térmica algunos de los poros se destruyen durante el tratamiento y esto produce una disminución en la calidad de adsorción del carbón.
 - La regeneración por disolventes los poros del carbón tampoco son destruidos sin embargo este método no es aplicable a carbones que hayan sido utilizados para adsorber metales pesados en cambio es efectivo para desorber compuestos orgánicos y algunos compuestos solubles en el disolvente utilizado.
 - La extracción supercrítica ofrece la manera más exitosa de regenerar un carbón sin embargo el aspecto económico restringe su uso.
-
- En el proceso de adsorción, el análisis de compuestos simples cobra cada vez mayor importancia, ya que con este proceso pueden controlarse de manera individual muchos compuestos que se consideran dentro de un grupo de parámetros. Entre los parámetros importantes para la evaluación de los compuestos orgánicos presentes en el agua se encuentran la DQO, el COD, ya que estos pueden usarse para determinar la eficiencia del proceso de tratamiento.
 - Aunque algunas veces pueden utilizarse estándares de tratamiento ó guías estas deben usarse discretamente ya que no todas las situaciones pueden estudiarse bajo el mismo criterio, estos se plantean para condiciones específicas como son el tipo de contaminantes presentes en el agua y su concentración.
 - Los adsorbedores más eficientes en el tratamiento de agua son los de lecho fijo ya que permiten una mayor zona de transferencia de masa que los de lecho fluidizado.
 - Por lo que respecta al dimensionamiento de columnas de adsorción este debe hacerse bajo ensayos en columnas piloto que sean operadas en condiciones similares a las que se esperarían en escala real.
 - Los parámetros experimentales más importantes en los métodos presentados son la curva de ruptura, la cual nos dice como evoluciona la remoción del contaminante y nos indica se cuando sobrepasa el valor establecido en el efluente para el contaminante, los flujos de agua a tratar, el tiempo de contacto y la concentración final del contaminante que se quiere remover.
 - La combinación de la ozonación y adsorción con carbón activado ha empezado a ser un paso importante en el tratamiento de agua potable. La combinación de estos dos procesos es una

tecnología efectiva para la eliminación de materia orgánica natural, sabor, olor y microcontaminantes existiendo numerosas instalaciones en el mundo.

- La intensa actividad biológica en los filtros de carbón activado precedido de una ozonación permite una significativa remoción de compuestos biodegradables y consecuentemente la producción de agua biológicamente estable. Estas dos operaciones son complementarias, ya que el CAG remueve eficientemente los subproductos de la ozonación, por su parte el ozono incrementa la biodegradabilidad de la materia orgánica.

BIBLIOGRAFÍA

1. Adams, J.Q.; Clark, R.M.; and Miltner, R.J. (1889). "Controlling Organics with GAC, A cost and performance analysis". JAWWA 81(4): 132-40.
2. Albert, L.; Mendez, P.; and Cebrian, M. (1980). "Organochlorine Pesticide Residue in Human Adipose Tissue in Mexico: Results of a preliminary study in three Mexican cities". Archives of Environmental Health 35(5):262-269.
3. Almaza, C. J. (1997). " Estudio de factibilidad técnico-económico para la instalación de una planta productora de carbón activado". Tesis de Licenciatura, Facultad de Química, UNAM.
4. Altamirano, C.J.M. (1997). "Mejoramiento mediante ozono del proceso de coagulación-floculación en un tratamiento fisicoquímico para aguas residuales". Tesis de Maestría, Fac. Ingeniería, DEPFI, 63 pp.
5. Allemane, H.; Delouane, B.; Paillard, H.; and Legube, B. (1993). "Comparative Efficiency of three Systems (O_3 , $O_3/H_2O_2/O_3$ and O_3/TiO_2) for the Oxidation of natural Organic Matter in Water". Ozone Science and Engineering. U.S.A., Vol. 15, pp. 419-432.
6. Bader, H.; and Hoigne, J. (1981). " Determination of ozone by the indigo method". Water Research, 15(4) 449.
7. Beaudet, B.A. (1988). " Ozone / Lime softening Treatment of a Highly Colored Florida Groundwater: From Bench Studies to Design". Proc. Intl. Ozone Assn. Symp. Pan American Congress, Myrtle Beach, SC, December, USA.
8. Bernardin, F.E., (1971). " Detoxification of Cyanide by Adsorption and Catalytic Oxidation on Granular Activated Carbon". Proc. 4th Mid- Atl. Ind. Waste Conf. 203-228 (1971).
9. Bernhardt, H.; and Hoyer, O. (1979). " Charakterisierung organischer Wasserinhaltsstoffe durch die Kinetik der Chlorung". In: Oxidationsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung, Kühn und H. Sontheimer (Herausgeber). Karlsruhe. pp116-145.
10. Black, A.P.; and Christman, A.F. (1963). "Chemical Characteristics of Fulvic Acids". Jour. AWWA, 55:897.
11. Bohart, G.S.; and Adams, E.Q. (1920). "Some Aspects of the Behavior of Charcoal with Respect to Chlorine". Jour. Amer. Chem. Soc., (42), 523-544.
12. Böhme, A. (1999). " Ozone Technology of German Industrial Enterprises". Inc. Ozone Science and Engineering, Lewis Publishers, Vol. 21 No.2, pp. 163 - 176.
13. Bouwer, E. J.; and Crowe, P.B.. (1988). "Biological processes in drinking water treatment" JAWWA 80(90): 82-93.
14. Brauch, V.; and Zemlin, H. (1972). " Morphologische Untersuchungen von Aktivkohle mit einem raster- Elektronen-Mikroskop". Verfahrens-Technik 6 (11), pp 1-3.
15. Bryant, E.A.; Fulton, G.P.; and Budd, G.C. (1992). "Disinfection Alternatives for Safe Drinking Water", Van Nostrand Reinhold, N.Y., USA. 518 pp.

16. Byurg, R.K., and Snoeyink, V.L. (1980). " *Monochloramine-GAC reaction in adsorption systems*". JAWWA 72(12): 488-9.
17. Castro, J.F (1991). " *El cholera. una plaga rediviva*". Gaceta Médica de México. 127(5): 395-398.
18. Cech, I.; and Essman, A. (1992). "Water sanitation practices along the U.S.-Mexico border; implication for physicians on both sides". Southern Medical Journal 85(11):1053-1064.
19. Comisión Estatal de Agua y Saneamiento, (1993). "Plan Maestro de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de México 1994-2000 " Tomo 2.
20. Cookson, J.T. Jr. (1978). " *Adsorption Mechanisms the Chemistry of Organic Adsorption on Activated Carbon*". In Carbon Adsorption Handbook, Cheremisinoff Paul N. and Ellerbusch Fred (eds). Ann Arbor Science Publishers Inc. The Butterwith Group. Chap.7, pp.241-279.
21. Cookson, J.T.Jr. (1969). " *Mechanism of Virus Adsorption on Activated Carbon*", J. Am. Water Works Assoc. 61:52 (1969).
22. Cooper (1984). " *Non-specific organic analysis for water treatment process control and monitoring*". AWWA Research Division Organic Contaminants Committee Report.
23. Crittenden, J.C.; Hand, D.W.; Arora, H.; and Lykins, B.W.Jr. (1987). " *Design considerations for GAC treatment of organics chemicals*". JAWWA, 79(1),74-81 pp.
24. Chang, S.D. ; and Singer, P.C. (1988). " *The Impact of Ozonation on the removal of Particles, TC, and THM Precursors*". Proc. AWWA Ann. Conf., Orlando, Fla., pp. 1325 - 1342.
25. Cheremisinoff, P.N.; and Morresi, A.C. (1978). " *Carbon adsorption applications*", Carbon Adsorption Handbook, Cheremisinoff Paul N. and Ellerbusch Fred (eds). Ann Arbor Science Publishers Inc. The Butterwith Group.Chap. 1, pp 1.
26. Chramosta, N.; De Laat, J.; Doré, M.; and Suty, H. (1991). " *Effects of Alkalinity and Dissolved Organic Matter on the Degradation of Atrazine by O₃ and H₂ O₂ /O₃*". In Proc". 10th Ozone World Congress, March, Vol. 1, Monaco, (Paris, Francia: Int. Ozone Assoc., European-African Group, 1991), pp. 291 - 300.
27. Christman, R. F. (1983). " *Chemical Reactions of Aquatic Humic Materials with Selected Oxidants*". EPA Environmental Research Brief Municipal Environmental Research Laboratory Cincinnati Ohio, EPA-600/D-83-117.
28. DeMarco, J.; Miller, R.; Davis, D.; and Cole, C. (1983). " *Experiences in operating a full scale granular activated carbon system with on-site reactivation*". In: Treatment of water by Granular Activated Carbon, M.J. McGuire and I.H. Suffet (eds.). Advances in Chemistry Series 202, Amer. Chem. Soc., Washington, D.C.
29. Doré, M. (1989), " *Chimie des oxydants et traitement des eaux*". Lavoisier TEC and DOC. Technique et Documentation- Lavosier, Paris 1989, 505 pp.
30. Doré, M. J. (1989). " *Ozonated of Molecules Constituting Cellular Matter*". Proc. 9th Ozone World Congress, IOA, New York.

31. Duguet, J.P.; Wable, O., Richard, Y.; Toffany, G.; and Dalga, N. (1991). "Removal of Atrazine from the Seine River by the Ozono-hydrogen Peroxide Combination in a Full-Scale Plant". In Proc. 10th Ozone World Congress, March, Vol. 1, Monaco, Paris, Francia; Intl. Ozona Assoc., European-African Group, 1991, pp. 301 - 312.
32. Edzwal, J.K.; Becker, W.C.; and Wattier, K.L. (1985). "Surrogate parameters for monitoring organic matter and trihalomethane precursors in water treatment". J. Amer. Water Works Assoc. 77(4), 122-132.
33. Eliasson, B.; Hirth M. (1987). "Ozone synthesis from oxygen in dielectric barrier discharges". Journal of Physics D: Applied Physics, Vol. 20.
34. Feige, W.A.; and De Marco, J. (1980). "Water treatment process modifications for trihalomethane control and organic substances in the Ohio River". EPA-600/2-80-028. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency.
35. Ferguson, D.W.; McGuire, M.J., Koch, B.R., Wolfe, L., and Areta, E.M. (1990). "Comparing Peroxone and Ozone for Controlling Taste and Odor Compounds, Disinfection by-products, and Microorganisms". JAWWA 82: (4) pp. 181 - 191.
36. Ford, C.T., and Boyer, J.F.Jr. (1973). "Treatment of Ferrous Acid Mine Drainage with Activated Carbon". EPA Report EPA-R2-73-150 (1973).
37. Fornwalt, J.J.; and Hutchins, R.A. (1966). "Purifying Liquids with Activated Carbon". Chem Eng. (11 April):1979;(9 May):155.
38. Frick, B. (1980). "Predicting competitive adsorption effects in granular activated carbon filters". In: Activated Carbon Adsorption of Organics from the Aqueous Phase, Vol. 1, I.H. Suffet and M.J. Mc Guire (eds.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich.
39. Garay, P.N.; and Cohn, F.M. (1992). "High-Quality Industrial Water Management" Manual: The Fairmont Press, Georgia, pp.305 - 324.
40. Geering, F. (1995). "Optimization of Ozone Plants for Water Works in Switzerland". Ozone Science and Engineering. The Journal of The International Ozone Association, Lewis Publishers, Vol. 17, No. 1, Feb.
41. Grebenyuk, V.D. (1993). "Electrodialysis of Solutions Containing Products of Oxidizing Destruction of Fulvic Acids of Natural Waters". Journal of Water Chemistry and Technology Vol.15, No.1, 1993, pp 61.
42. Guittonneau, S. (1988a). "Etude de la Dégradation de Quelques Composés Organochlorés Volatils par Photolyse du Peroxyde d'Hidrogène". Reveu des Sciences de l'Eau, 1:1/2:35.
43. Guittonneau, S. (1988b). "Comparative Study of the Photodegradation of Aromatic Compounds in Water by UV and H₂O₂/UV". Envir.Technol Letters, 9:1115.
44. Hoigné, J. (1998). "Chemistry of Aqueous Ozone and Transformation of Pollutants by Ozonation and Advanced Oxidation Processes". The Handbook of Environmental Chemistry.

- Vol. 5, Part C Quality and Treatment of Drinking Water II, Edited by J. Hrubec. Springer-Verlag Berlin Heidelberg pp. 85-141.
45. Hoigné, J.; and Bader, H. (1977a). "Ozonation of Water Selectivity and Rate of Oxidation of Solutes". Proc. 3rd International Ozone Association Congress, Paris, France.
 46. Hoigné, J.; and Bader, H. (1977b). "Rate Constants for Reactions of ozone with Organic Pollutants and Ammonia in Water". International Ozone Association Symp, Toronto, Canada.
 47. Hoigné, J.; and Bader, H. (1978). "Ozone Initiated Oxidations of Solutes in Wastewater: A Reaction Kinetic Approach". Prog. Wtr. Technol. 10: 657.
 48. Hölzel, G. (1980). "Untersuchungen zum Einfluss der Struktur von Aktivkohlen auf die Sorption organischer". Wasserinhaltsstoffe, Diss. Univ Karlsruhe.
 49. Huang, C.P. (1978). "Chemical Interactions Between Inorganics and Activated Carbon". In Carbon Adsorption Handbook, Cheremisinoff Paul N. and Ellerbusch Fred (eds). Ann Arbor Science Publishers Inc. The Butterwith Group Chap 8 pp 281-329
 50. Huang, C.P.; and Wu, M.H. (1975). "Chromium Removal by Carbon Adsorption". J. Water Poll. Control Fed. 47 (10): 2437 (1975).
 51. Huang, C.P.; and Wu, M.H. (1977). "The Removal of Chromium (IV) from Dilute Aqueous Solutions by Activated Carbon", Water Res. 11(8): 673.
 52. Ishizaki, C.; and Cookson, J.T. (1974). "Influence of Surface Oxides on Adsorption and Catalysis with Activated Carbon". Chemistry of Water Supply Treatment and Distribution, A.J. Rubin (ed). Chapter 10. (Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers, Inc., 1974).
 53. Jodko, C.; and Szopinski, J. (1972). "Mercury Dichloride Adsorption on Activated Carbon". Przem. Chem., Series 52, No. 9:595-597 (1972) (in Polish CA07724156747Z).
 54. Juhola, A.J. (1977). "Manufacture, pore structure and application of activated carbons". Part I, Kemia- Kemi 11,543-551.
 55. Kienle, H. ; and Bäder, E. (1980). "Aktivkohle und ihre industrielle Anwendung". Ferdinand-Enke Verlag, Stuttgart.
 56. Killops, S.D. (1986). "Volatile Ozonation Products of Aqueous Humic Material" Wtr. Res., 20: 2: 153.
 57. Knaebel, K.S. (1995). "For your next separation consider adsorption", Adsorption Research Inc., Chemical Engineering, Nov.
 58. Knocke, W.R.; Van Benschoten, E; Kearney, M.; Soberski, A.; and Recknow, D.A. (1990). "Alternative oxidants for removal of soluble iron and manganese". Report for AWWA Research Foundation, Denver, CO, March, 1990.
 59. Langlais, B.; Recknow, D.A.; and Brink, D.R. (1991). "Ozone in Water Treatment". Application and Engineering, Cooperative Research Report. AWWA Research Foundation, Lewis Publisher Inc. USA. 569 pp.

60. Legerón, J.P. (1978). "Chemical Ozone Demand of a Water Sample by Laboratory Evaluation". *Ozonews*, International Ozone Institute, August. 5:8, Part 2.
61. Legube, B. (1989). "Etude sur les acides fulviques Extraits d'Eaux superficielles Françaises: Extratio, Caractérisation et Réactivité avec le Chlore". *Revue Française Sci. d'Eau*, a paraître.
62. Lesser y Asociados, S.A. de C.V. (1993). "Perfiles de suelo para determinar el movimiento de contaminantes al agua subterránea". México, D.F. Dirección General de Construcción y Operación. Departamento del Distrito Federal.
63. Lienhard, H. (1980). "Einfluss der Verfahrensbedingungen des Ozoneintrags auf die Ozowirksamkeit bei der Wasseraufbereitung", Diss. Univ. Karlsruhe.
64. Lobenstein, W.V. (1975). "Comparison of Column Decolorization Experiments with Theory". Proceedings of the Fifth Technical Session on Bone Char.
65. Lombana; L.A.; and Halaby, D. (1978). "Carbon regeneration systems". In: Carbon Adsorption Handbook. Cheremisinoff Paul N. and Ellerbusch Fred (eds Ann Arbor Science Publishers Inc. The Butterwith Group. Cap.25, pp. 905.
66. Maier, D. (1981). "Entwicklung und Anwendung von Analysemethoden zur Beurteilung von Oxidationswirkungen bei natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen (Habilitation), Veröff". Des bereichs für Wasserchemie, Univ. Karlsruhe 17.
67. Maier, D.; Fuchs, F.; and Sontheimer, H.; (1976). "Bestimmung von organischen Säuren in Wässern und auf Aktivkohle", *gwf-Wasser/Adwasser* 117,70-74.
68. Manley, T.C.; and Niegowsky, S.J. (1967). *Kirk Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, Vol. 14, John Wiley and Sons, Inc., New York, 2nd ed., pp.410 a 432.
69. Marrow, A.L.; Reewes, R.R.; and Wests, M.S. (1992). "Protection against infection with *Giardia lamblia* by breast-feeding in a cohort of Mexican infants". México, D.F.: *J. Pediatrics* 121(3): 363-370.
70. Masschelein, W.J. (1982) "Contacting of Ozone With Water and Contactor Offgas Treatment". In Handbook of Ozone Technology and Applications, Vol. 1, R.G.Rice and A. Netzer (ed). Ann Arbor Science Publishers. Inc., Ann Arbor, MI., USA.
71. Masschelein, W.J. (1989). "Present State of Standardization of Ozone Measurements in Europe". Proc.Ninth Ozone World Congress. L.J.Bollyky (ed). International Ozone Association, Norwalk, CT, vol. 2: 562.
72. Masschelein, W.J. (1996). "Processus Unitaires du traitement de l'eau potable". Editions CEBEDOC sprl Liège, Brussels, Belgium, pp.348.
73. Mattson, J.S.; Mark, H.B. Jr.; Malbin, M.D.; Weber, W.J. Jr.; and Crittenden J.C., (1969). "Surface Chemistry of Activate Carbon: Specific Adsorption of Phenols". *J. Colloid Interface Sci.* 31:116.
74. Mazari, M., and Mackay, M.D. (1993). "Potential groundwater contamination by organic compounds in the Mexico City Metropolitan Area". *Environ. Sci. Technol.* 27(5): 794-802

75. Mc Fazdzean, J.A., and I M Pugh. (1976) "Amoebiasis". In Epidemiology and Community Healthin warm Climate Countries. R. Cruickshank, K. Standard, H. Russell (eds.). Churchill Livinstone, New York NY, pp 482.
76. Mc Grath, W.D.; and Norrish, R.G.W. (1960). "Studies of the Reactions of Excited Oxygen Atoms and Molecules Produced in the Flash Photolysis of Ozone". Prog. Royal Soc., Series A., 254:317, London, England.
77. McGuire, M.J.; and Davis. M.K. (1988). "Treating Water with Peroxone: A Revolution in the making". Water Eng. Manage. 135: 42 - 9.
78. McLaughlin; H.S. (1995). " Regenerated Activated Carbon Using Organic Solvents", Chemical Engineering Progress, pp. 46.
79. Metcalf and Eddy (1997). "Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización". Tomo I, Mc Graw- Hill, México.
80. Morris, J.J. (1975). "Aspects of the Quantitative Assessment of Germicidal Efficiency". In Disinfection: Water and Wastewater. J.D.Johnson (ed). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI, Chapter 1:1
81. National Research Council, Academia de la Investigación Científica, A.C. (1995). "El suministro de agua de la Ciudad de México. Mejorando la Sustentabilidad". Academia Nacional de Ingeniería, A.C. NATIONAL ACADEMY PRESS, Washington, D.C.
82. National Research Council. (1993). "Ground Water Vulnerability Assessment: Contamination Potential Under Conditions of Uncertainty". National Academy Press, Washington D.C.
83. Noll, K.E.; Gounaris, V.; Hou. W.S.(1992). "Adsorption technology for air and water pollution control". Lewis Publishers.Inc.USA.
84. Organization Panamericana de la Salud. (1990a). "Health Statistics in the Americas". PAHO Scientific Publication No 524 Volume II, Washington, D.C.
85. Organization Panamericana de la Salud. (1990b). "Health Conditions in the Americas". PAHO Scientific Publication No 524, Volume I, Washington, D.C.
86. Orgler, K. (1982). "Methods and Operating Costs of Ozone Destruction in Offgas". In Ozonation Manual of Water and Wastewater Treatment. W.J Masschelein (ed) John Wiley and Sons, Inc., New York.
87. Orta de Velasquez, M.T.. (1992). " Elimination des micropolluants dans les filieres d'ozonation du traitement de l'eau potable" Tesis de Doctorado, A L'Universite de Rennes UFR Ecole Nationale Supérieure de Chimie.
88. Orta de Velásquez, M.T.; Altamirano, C.J.M.; Monje Ramirez, I. (1998). "Improvement of wastewater coagulation using ozone". Ozone, Science and Engineering, Vol. 20, No. 2, pp. 151-162.

89. Paillard, H.; Legube, B.; Gilbert, M.; Doré, M. (1990). "*Removal of nitrogenous by direct and radical type ozonation, in Organic Micropollutants in the Aquatic Environment*". Commission of the European Communities, Kluwer Academic Publishers VII, 234.
90. Peyton, G.R.; and Glaze, W.H. (1983). "*New Developments in the Ozone/UV Process*". Proc. 6th Ozone World Congress, Washington, D.C.
91. Pitre, C.V. (1994). "Analysis of induced recharge from a wastewater canal through fractured clays in Mexico City". M.Sc. Thesis, University of Waterloo, Ontario, Canada.
92. Prevost, M.O. (1990). "*Chlorine demand removal by biological activated carbon filtration in cold water*". AWWA Water Quality Technology Conference Proceedings, San Diego CA, Noovember, pp 407-428.
93. Puri, B.R. (1970). "*Surface Complexes on Carbons, Chemistry and Physics of Carbon*", P.L. Walker, Ed. (New York: Marcel Dekker, Inc., 1970)
94. Rakness, K.L.; Corsaro, K.M.; Hale, G.; and Blank, B.D. (1993) "*Wastewater Disinfection with Ozone Process Control and Operation Results*". Ozone Science and engineering. The Journal of The International Ozone Association, Lewis Publishers, Vol. 15, Number 6, Dec., pp 497 - 514.
95. Ramalho, R. S. (1991). "*Tratamiento de aguas residuales*", Editorial Reverté S.A., España.
96. Reynolds, T.D., Richards, P.A. (1996). "*Unit operations and processes in environmental engineering*". Second Edition. PWS Publishing Company. USA, pp.350-373.
97. Rice, R.G. (1987). "*Emerging technologies for compliance with disinfection and disinfection by-products regulations*". Presented at EPA Workshops on Emerging Technologies for Drinking Water treatment, 1987-1988.
98. Rice, R.P.; Miller, G.W.; Robson, C.M.; and Kühn W. (1978). "*A review of the Status of Preozonation of Granular Activated Carbon for Removal of Dissolved Organics and Ammonia from Water and Wastewater*". In: Carbon Adsorption Handbook Cheremisinoff Paul N. and Ellerbusch Fred (eds). Ann Arbor Science Publishers Inc. The Butterwith Group Chap. 14, pp 485.
99. Rivera, F.; Medina, F.; and Ramírez, P. (1984). "Pathogenic and free-living protozoa cultured from nasopharyngeal and oral regions of dental patients". *Envir. Research* 33:428-440.
100. Rivera, F.; Paz, M.E.; and López- Ochoterena, E. (1978). "Transformación ameboflagelar espontanea e inducida en especies del género *Naegleria*, recolectadas en piscinas, grifos y reservorios naturales del agua dulce de la Ciudad de México". *Arch. Mex. Anat.* 15: 9-19.
101. Rivera, F.; Ramírez, P.; and Vilaclara, G. (1983). "A survey of pathogenic and free-living amoebae inhabiting swimming pool water in México City". *Envir. Research* 32:205-211.
102. Rivera, F.; Rosas, F.I.; and Castillo, M. (1986). "Pathogenic and free-living protozoa cultured from nasopharyngeal and oral regions of dental patients". *Envir. Research* 39:364-371.

103. Roberts, P.V.; and Summers, R.S. (1984). "Adsorption Techniques in Drinking Water Treatment". EPA-570/9-84-005, P.V. Roberts, R.S. Summers and S. Regli (eds.). U.S. Environmental Protection Agency, ODW, Washington, D.C.
104. Rook, J.J. (1983). "Comparison of the removal of halogenated and other organic compounds by six types of carbon in pilot filters". In: Treatment of Water by Granular Activated Carbon, M.J. McGuire and I.H. Suffet (eds.). Advances in Chemistry Series 202, Amer. Chem. Soc., Washington, D.C., pp 455-480.
105. Rose, J.B. (1993). "Enteric waterborne protozoa: hazard and exposure assessment". In: Craun, G. F. (ed.) Safety of Water Disinfection. Washington: International Life Science Institute Press.
106. Rose, J.B.; Gerba, C.H.P.; and Jakubowski, W. (1991). "Survey of potable water supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*". Environmental Science and Technology 25(6): 1303-1310.
107. Roth, J.A.; Sullivan D E (1981). "Solubility of Ozone in Water ". In Water. Indus.Engrg. Chem. Fund.20: 137.
108. Roustan, M.; Gbahol, L.; and Roques H. (1977). Chem.Engn. J. 13, 1-5.
109. Rudolph, D.L.; Cherry, J.A.; Farvolden, R.N. (1991). "Ground water flow and solute transport in fractured lacustrine clay near Mexico City". Water Resources Research 27(9): 2187-2201.
110. Sander, R. (1981). "Untersuchungen zum optimelnen Einsatz von Chlor bei der Aufbereitung von Oberflächenwässern", Diss. Univ. Karlsruhe.
111. Sarti- Gutiérrez, E.J.; Parrilla-Cerrillo, Q.F.R.; and Vázquez- Barojas, S. (1989). "Control sanitario de alimentos en las ciudades de México". Salud Pública de México 31(1): 82-90.
112. Seng, H. Lin; Kuo, L. Yeh. (1993). "Looking to Treat Wastewater?: Try Ozone". Chemical Engineering, vol. 100, No. 5, May, pp 113.
113. Seto, I.; Tsuda, M. (1976). "Removal of Heavy Metals from Wastewater". Japan Kokai 760417 (1976) (in Japanese CA08520148621D).
114. Shimamune, T. (1993). "Electrolytic Ozonizer and its Application ". Proc. 11th Ozone World Congress, San Francisco.
115. Smithson, G.R. (1978). "Regeneration of activated carbon. thermal, chemical, solvent, vacuum and miscellaneous regeneration techniques". In: Carbon Adsorption Handbook , Cheremisinoff Paul N. and Ellerbusch Fred (eds). Ann Arbor Science Publishers Inc. The Butterwith Group.Chap.24, pp 879.
116. Sontheimer, H. Y.; and Wagner, I. (1975). "Bestimmung des Anteils und der Art der organischen Säuren mit Hilfe der UV-Extinktion", Arbeitsgem. Wasserwerke Bodensee-Rhein 7, 120-128.
117. Sontheimer, H.; and Glöckler, A. (1981). "Wasserqualität und Untersuchungsparameter". Bemerkungen zur Aussage von Analysendaten, Hydroche.u.Hydrogeologische Mitt. München 4, pp 21-42.

-
118. Sontheimer, H.; and Rudek, R. (1979). " *Wasserchemische probleme bei Fernwasserversorgungen*". DVGW- Schriftenreihe Wasser 21, pp 141-147.
 119. Sontheimer, H.J.; Crittenden, J.C.; and Summers, R.S. (1988a). "In *Activated Carbon for Water Treatment*". 2nd ed., Denver, CO: OVGW Forschungstelle/AWWA Research Foundation. pp 507-510.
 120. Sontheimer, H.J.; Crittenden, J.C.; and Summers, R.S. (1988d). " *Activated Carbon for Water Treatment*". Second edition in English. Denver, Co: DVGW- Forschungstelle /AWWA Research Foundation. pp 722.
 121. Sontheimer, H.J.; Crittenden, J.C., and Summers, R.S. (1988c). "In *Activated Carbon for Water Treatment*". 2nd ed. Denver, Co: OVGW- Forschungstelle /AWWA Research Foundation.
 122. Sontheimer, H.J.; Crittenden; J.C.; and Summers; R.S. (1988b). "In *Activated Carbon for Water Treatment*". 2nd ed., Denver, CO: OVGW Forschungstelle /AWWA Research Foundation. pp 597-604.
 123. Stumm, W.; Lee, G.F. (1961). " *Oxygenation of Ferrous Iron* ". Ind. Eng. Chem. 53: 143.
 124. Symons, J.M.; Stevens, A.A.; Clark, R.M.; Geldreich, M.M.; Love, Jr. O. Th.; and De Marco, J. (1981). " *Removing thalomethanes from drinking water*". Water Eng. And Management 128(7), pp 50-64.
 125. Taskin, N.I.; Romanenko, A.G.; Lebedev, K.B.; and Shevchenko, N.P. (1970). " *Effect Of Some Physicochemical Factors on Sorption of Gold by KAD- Ground Carbon*". Tr. Nauchno-Issled. Proektn. Inst. Obogashch. Rud Tsyetr. Met. Series No. 3: 330-338 (1970) (in Russian CA07604016871Q).
 126. Taube, H. (1956). " *Photochemical Reactions of Ozone in Solution*". Trans Faraday Society, 53.656.
 127. Thiem, L.; Badorek, D.; and O' Connor, J.T. (1976). " *Removal of Mercury from Drinking Water Using Activated Carbon* ". J. Am. Waters Works Assoc. 68 (8): 447-541.
 128. Thomas, H.C. (1948). " *Chromatography: A problem in Kinetics*". Annals of the New York Academy of Science 49:161.
 129. Thurman, E.M. (1985). " *Developments in Biochemistry: Organic Geochemistry of Natural Waters*". N.Nijhoff and Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
 130. Tien, C. (1994). " *Adsorption calculation and modeling*". Butterworth - Heineman Ed., USA.
 131. Toyokichi, A. (1974). " *Purification of Chromate Containing WasteWater*". Japan Kokai 740717 (1974) in Japanese CA08208047512B.
 132. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). (1986). " *Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection*", EPA-625/1-86/021.
 133. U.S. EPA. (1989). " *Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection requirements for Public Water Systems Using Surface Water Supplies*". U.S. Environment Protection Agency, Washington, D.C.

134. Vázquez, R. P. (1996). "*¿Problemas con el tratamiento de aguas? : Prueba con el ozono*". Tesis, Fac. Química, UNAM.
135. Watts, C.D. (1985). "*Organic By-Products of ozonation of Humic and Fulvic acids*". Proc.Int.Conf.on the Role of Ozone in Water and Wastewater Treatment, N.J.D. Graham (ed). Ellis Horwood Ltd., Chischester, U.K.
136. Weber, W.J. (1979). "*Control de la calidad del Agua. Procesos Fisicoquímicos*". Editorial Reverté Tr. Jorge Bessa, Barcelona, 397 pp.
137. Weber, W.J.Jr.; Borchardt, J.A.; Canale, R.P.; Cleasby, J.L.; Cruver, J.E.; Dick R.I.; Donahue, F.M.; O'Melia, C.R.; Posselt, H.S. (1972). "*Physicochemical Processes For Water Quality Control*". Wiley Interscience publication, John Wiley and Sons
138. Weber, W.J.Jr.; Smith, E.H. (1987). "*Simulation and Design Models for Adsorption Process*". Environ.Sci.Technol.21 (11), pp.1040-1050.
139. Wehman, V.W. Jr. (1972). "*Removal of Inorganic Mercury (II) from Aqueous Solution by Chelate Complexation and Active carbon Adsorption*". The University of Texas, Austin, Texas.
140. Weisner, M.R.; Rook, J.J.; and Feissinger, F. (1987). "*Optimizing the placement of GAC filtration's units*". JAWWWA 79 (12): 39.
141. Wigmans, T. (1983). "*Comparison of activated carbons produced by partial steam gasification of various carbonaceous materials*". In: Activated Carbon, A Fascinating Material, A. Capelle and f. De Vooy (eds.). Norit N.V., Amersfoot, The Netherlands, pp 58-80.
142. Wood, P. R.; and DeMarco, J. (1980). "*Removing total organic carbon and trihalomethane precursor substances*". In: Activated Carbon Adsorption of Organics from Aqueous Phase, Vol. II, M.J. McGuire and I.H. Suffet (eds.).Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich., pp 115.
143. Wurrman, K.; and Meyrath, J. (1955). "*The Bactericidal Action of Ozone Solution*". Schwietz. J. Allgen. Pathol.Bakteriol.18: 1060.
144. Yoshida, H.; Kamegawa, K.; and Arita, S. (1977). "*Adsorption of Heavy Metal Ions on Activated Carbon. Adsorption and Reduction of Chromium (VI) on Activated Carbon*". Nippon Kagaku Kaishi No. 3:387-390 (1977) (in Japanese CA08624176757S).
145. Yoshida, H.K.; Kamegawa, K.; and Arita, S. (1976^a). "*Adsorption of Heavy Metallic Ions on Activated Carbon. I. Mechanism of Adsorption of Mercury (II) Ion on Activated Carbon*". Nippon Kagaku kasishi No.5: 808-813 (1976) (in Japanese CA08516112412X).
146. Yoshida, H.K.; Kamegawa, K.; and Arita, S. (1976^b). "*Adsorption of Heavy Metallic Ions on Activated Carbon. II. Adsorption Characteristics of Mercury (II) Ion on Various Kinds of Activated Carbon*". Nippon Kagaku Kaishi No. 10: 1596-1601 (1976) (in Japanese CA08606033912C).
147. Yurteri, C. (1988). "*Removal of Organic pollutants by ozonation: Kinetics and reactor design*". A Thesis Submitted to the Faculty of Drexel University.

148. Yurteri, C. Y.; and Gurol, M.D. (1988). " *Ozone Consumption in Natural Water: Effects of Background Organic Matter, pH and Carbonate Species*". *Ozone Science Engineering*. 10, 227.
149. Zarrouki, M. (1990). " *Etude de l'adsorption dans un système liquide-solide: solution d'ion dicyanoaurate-charbon actif*". These de Doctorat, No d'ordre 49 CD. Institut National Polytechnique de Grenoble, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint Etienne.

ANEXO

Normas de calidad de agua potable

La Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1-1994 establece los límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, la cual sustituye a la vigente desde 1988.

La norma determina los valores límite para organismos coliformes totales y fecales, en cuanto a características bacteriológicas, color, olor, sabor y turbiedad en parámetros físicos y organolépticos y aluminio, arsénico, bario, cadmio, cianuros (como CN^-), cloro residual libre, cloruros (como Cl^-), cobre, cromo total, dureza total (como $CaCO_3$), fenoles ó compuestos fenólicos, fierro, fluoruros (como F^-), manganeso, mercurio, nitratos (como N), nitritos (como N), nitrógeno amoniacal (como N), pH, plaguicidas,(Aldrin, Dieldrin,Clordano DDT, Gamma-HCH (Lindano) Hexaclorobenceno, Heptacloro y Epóxido de Heptacloro, Metoxicloro y 2,4-D),plomo, sodio, sólidos disueltos totales, sulfatos como (SO_4^{2-}), sustancias activas al azul de metileno (SAAM), trihalometanos totales y zinc, en lo referente a características químicas. También se sancionan constituyentes como radiactividad alfa global y beta global.

La norma mencionada establece igualmente los tratamientos a seguir para la potabilización del agua e incluye, basado en el tipo de los contaminantes o características del agua, tratamientos como:

- ✓ Desinfección con cloro, compuestos de cloro, ozono ó luz ultravioleta.
- ✓ Coagulación - floculación-precipitación-filtración.
- ✓ Adsorción en carbón activado.
- ✓ Oxidación - filtración.
- ✓ Intercambio iónico.
- ✓ Osmosis inversa.
- ✓ Destilación.
- ✓ Ablandamiento químico. Coagulación química.
- ✓ Desgasificación o desorción en columna.
- ✓ Neutralización.

La norma es de observancia obligatoria en todo el territorio nacional para los organismos operadores de los sistemas de abastecimientos públicos y privados ó cualquier persona física ó moral que distribuya agua para su uso y consumo humano, a partir del 19 de enero de 1996. En tal sentido, el presente proyecto considera como límites máximos aceptables en la calidad del agua,

aquellos que sanciona esta norma, considerándose que cualquier exceso de concentración en los parámetros incluidos, constituye un motivo para calificar el agua dentro de los términos de mala calidad.

Para realizar un diagnóstico completo de la calidad del agua se han considerado, para los parámetros no incluidos en la norma, algunos criterios emitidos por instituciones nacionales e internacionales (COMO SAHOP, Enviromental Protection Agency (USA), Canadian Guidelines for Drinking Water Quality(Canadá), Comunidad Económica Europea y la DGCOH) que sugieren límites máximos a considerar basados principalmente en las experiencias obtenidas e investigaciones científicas y bibliográficas realizadas a lo largo de los años.

Normas para sancionar la calidad del agua potable.

Tabla A.1. Normatividad para la calidad de agua potable.

PARAMETRO	UNIDAD	NOM-127- SSA1 (1994)	DESCRIPCIÓN Y EFECTOS
FISICOS			
pH	Pt/Co	6.5-6.85	Indica la actividad del ion hidrógeno(equilibrio ácido base).
Color	UTN	20	Concentración de partículas orgánicas e inorgánicas disueltas en el agua.
Turbiedad	mg/L	5	Cantidad de materia orgánica e inorgánica en el agua.
Cloro libre en aguas cloradas	mg/L	0.2	Compuesto químico que se adiciona al agua como desinfectante.
Cloro libre en aguas sobrecloradas	mg/L	1.5	Compuesto químico que se adiciona al agua como desinfectante.
MINERALES			
Cloruros como Cl ⁻	mg/L	250	Cantidad de aniones inorgánicos presentes en el agua.
Dureza total como CaCO ₃	mg/L	500	Concentración de Ca y Mg expresadas como CaCO ₃

SOLIDOS			
Sólidos disueltos totales	mg/L	1000	Cantidad de material particulado disuelto en el agua.
NUTRIENTES			
Nitrógeno amoniacal como N	mg/L	0.5	Concentración del nitrógeno en su estado final de oxidación.
Nitrógeno de nitritos como N	mg/L	0.05	Concentración del nitrógeno en su estado intermedio de oxidación.
Nitrógeno de nitratos como N	mg/L	10	Concentración del nitrógeno en su estado inicial de oxidación.
METALES ALCALINOS TOTALES			
Sodio total	mg/L	200	Elemento presente en la mayoría de los minerales.
METALES PESADOS TOTALES			
Hierro total	mg/L	0.3	Elemento que altera las condiciones organolépticas del agua.
Manganeso total	mg/L	0.15	Elemento natural presente en aguas subterráneas
Plomo total	mg/L	0.025	Elemento químico tóxico en altas concentraciones.
Cadmio total	mg/L	0.005	Elemento cancerígeno en altas concentraciones.
Mercurio total	mg/L	0.001	Elemento que afecta al sistema nervioso en altas concentraciones.
Arsénico total	mg/L	0.05	Elemento químico que en forma inorgánica es cancerígeno.
Cromo hexavalente total	mg/L	0.05	Elemento cancerígeno del tracto digestivo y pulmones en el humano.
Aluminio total	mg/L	0.2	Elemento químico que en altas concentraciones produce lesiones cerebrales.
Bario total	mg/L	0.7	Elemento químico altamente tóxico en forma de sales solubles.
Cobre total	mg/L	2	Elemento químico que provoca

			irritación gástrica en altas concentraciones.
Zinc total	mg/L	5	Elemento químico que altera el sabor natural del agua.
BIOLÓGICOS			
Organismos coliformes fecales	NMP/ 100 mL	0	Cantidad de bacterias patógenas provenientes de las heces fecales de animales de sangre caliente
	UFC /100 mL	0	
Organismos coliformes totales	NP /100 mL	2	Cantidad de bacterias patógenas.
	UFC/ 100 mL	2	
SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO			
S.A.A.M.	mg /L	0.5	Concentración de detergentes presentes en al agua.
HIDROCARBUROS AROMATICOS			
Hexaclorobenceno	mg/L	1E-5	Compuesto químico cancerígeno, en altas concentraciones.
FENOLES			
Fenol ó compuestos fenólicos	mg/l	0.001	Compuesto químico cancerígeno, en altas concentraciones.
PESTICIDAS CLORADOS			
Aldrin, dieldrin	µg/L	0 03	Compuesto químico cancerígeno y mutagénico en altas concentraciones.
4,4 DDT	mg/L	1	Compuesto químico cancerígeno y mutagénico en altas concentraciones.
Heptacloro, heptacloro epoxido	mg/L	0.03	
Clordano	mg/L	0.3	Compuesto químico cancerígeno y mutagénico en altas concentraciones.
Gamma-HCH(lindano)	mg/L	2	Compuesto químico cancerígeno y mutagénico en altas

			concentraciones.
Metoxicloro	mg/L	20	Compuesto químico cancerígeno y mutagénico en altas concentraciones.
2,4-D	mg/L	50	Compuesto químico cancerígeno y mutagénico en altas concentraciones.
RADIATIVIDAD			
Radiactividad alfa total	Bq/L	0.1	Elementos cancerígenos en altas concentraciones.
Radiactividad beta total	Bq/L	1	Elementos cancerígenos en altas concentraciones.
OTROS			
Fluoruros	mg/L	1.5	En altas concentraciones produce fluorosis dental y esquelética
Cianuros	mg/L	0.07	Altamente tóxico en altas concentraciones.
Sulfatos como SO_4^{2-}	mg/L	400	Compuesto químico que provoca daños gastrointestinales y altera el sabor.
Trihalometanos totales	mg/L	0.2	Compuesto químico altamente cancerígeno en altas concentraciones.

Influencia geoquímica en la calidad del agua.

El agua de los acuíferos proviene principalmente de la lluvia, la cual al precipitarse sobre las formaciones se infiltra y pasa a través de ellas. Al circular por el subsuelo entra en contacto con la roca disolviendo las sales minerales que las forman y produciendo cambios en su composición. De esta manera la característica química del agua depende de la solubilidad de las rocas, de la temperatura del agua, del área de contacto con las formaciones y la velocidad de circulación del agua.

En la tabla A.2 se presentan diversos tipos y estratos y el aporte de sustancias ó iones al acuífero así como el parámetro que resulta afectado.

Tabla A.2. Diferentes estratos y su aportación al acuífero.

ESTRATO	APORTE	PARAMETROS AFECTADOS
Caliza Dolomita	Bicarbonato (HCO ₃) Carbonato(CO ₃)	Alcalinidad
Caliza, dolomitas, yeso	Calcio, Magnesio	Dureza
Lignita y turba	Componentes orgánicos e inorgánicos	Color
Evaporitas	Cloruros	Cloruros
Rocas ígneas	Boro Nitrógeno	Boro Amonio (NH ₃)
Rocas carbonatadas y rocas ígneas	Estroncio	Estroncio
Rocas ígneas y lixiviación de suelos	Desperdicios orgánicos Fertilizantes	Fosfato
Dolomitas	Magnesio	Dureza
Algunos suelos y rocas	Manganeso	Manganeso
Suelos con fertilizantes	Nitrógeno	Nitrito (NO ₂) Nitrato (NO ₃)
Estratos de la mayoría de los suelos	Potasio, Sodio	En la combinación con cloro produce un sabor salado.
Lutitas	Selenio	Selenio
Rocas y suelos conteniendo yesos, Hierro y componentes sulfurosos.	Sulfatos	Sulfatos
Basaltos	Calcio, magnesio, sodio	Dureza Conductividad
Basalto (Olivino)	Mg, Fe, Mn.	Mg, Fe, Mn
Basalto (Augita)	Fe y Al	Fe y Al

Efectos tóxicos de contaminantes.

Se dan principalmente por el deterioro de las fuentes de abastecimiento como ríos, lagos y el mismo acuífero los cuales reciben en diferente tiempo residuos sólidos y líquidos de zonas industriales, municipales y agrícolas que en conjunto dañan la salud del hombre provocando enfermedades crónico degenerativas. De tal manera que cuando el agua es ingerida sin cumplir

con las normas de calidad causan problemas de salud y ocasiona diversas enfermedades a corto ó largo plazo como los que se mencionan en la tabla A.3.

Tabla A.3. Diferentes contaminantes y su efecto tóxico en el cuerpo humano.

PARAMETROS	NORMAS PARA AGUA POTABLE	EFFECTOS DE CONCENTRACIONES EN EXCESO.
Aluminio (Al)	0.2 mg /L	Interfiere la diálisis de pacientes de riñón
Antimonio (Sb)	0.1 mg/L	Altera el colesterol y los niveles de glucosa.
Arsénico (As)	0.05 mg /L	Cáncer en la piel y afecta los nervios.
Bario (Ba)	0.7 mg/L	Afecta el sistema circulatorio.
Berilio (Be)	0.00007mg /L	Riesgo de cáncer en husos y pulmones.
Cadmio (Cd)	0.005 mg /L	Se concentra en el hígado, riñones y páncreas.
Cianuro (CN ⁻)	0.07 mg /l	Efectos en el baso, hígado y riñones.
Cloruros(Cl ⁻)	250 mg /L	Afecta la digestión.
Coliformes fecales	0 col /100 mL	Gastroenteritis, disentería, cólera y tifoideas.
Coliformes totales	2 col/ 100 mL	Infecciones intestinales
Color	20 unidades Pt/Co	Asociado a Neoplasias
Conductividad eléctrica	1250 μ mhos /cm	Enfermedades hipertensivas
Cromo total	0.05 mg /l	Efectos en el hígado y los riñones
Dureza total (CaCO ₃)	500 mg/L	Urolitiasis, anencefalía e hipertensión
Hierro (Fe)	0.3 mg/l	Altera la formación de glóbulos rojos
Flúor(F ⁻)	1.5 mg /L	Fluorosis, moteado de dientes y daños en los huesos.
Magnesio (Mg)	125 mg/L	Puede contribuir a enfermedades cardiacas.
Manganeso (Mn)	0.15 mg /L	Manchado de ropa.
Mercurio (Hg)	0.001 mg /L	Desordenes neurológicos, pneumonitis y gingivitis.
N-NH ₃	0.5 mg /L	Coma hepático
Nitrógeno proteico	0.1 mg /L	Coma hepático
Níquel (Ni)	0.01 mg /L	Asma, dermatitis, lesiones fibrosas en los pulmones
Nitritos (NO ₂)	0.05 mg /L	Metahemoglobinemia (Disminución en la oxigenación de la sangre en niños)

Plomo (Pb)	0.025 mg /L	Encefalopatía, daño al sistema nervioso, riñones y es tóxico para los niños.
Potasio (K)	100 mg /L	Altera la respuesta nerviosa.
Sodio (Na)	200 mg/L	Altera la homeostasis
Sulfatos (SO_4^{2-})	400 mg /L	Daños estomacales
Zinc (Zn)	5 mg/L	Letargo, somnolencia, problemas para escribir.

GLOSARIO

Acuífero: La capa subterránea de agua y arena húmeda y roca que actúa como fuente de agua de pozo.

Adsorbato: Molécula o átomo que se adsorbe.

Adsorción: Proceso por el cual una molécula se une a la superficie de otra fase. Remoción de iones y moléculas de una solución que presentan afinidad a un medio sólido adecuado, de forma tal que son separadas de la solución.

Agua: Líquido inodoro, insípido, incoloro formado por una combinación del hidrógeno y del oxígeno; constituye los ríos, los lagos, y los mares y es el mayor constituyente de toda materia viva.

Agua para uso y consumo humano: Aquella que no contiene contaminantes objetables, ya sean químicos o agentes infecciosos y que no causa efectos nocivos al ser humano.

Agua subterránea: La fuente de agua dulce que se encuentra debajo de la superficie de la tierra (generalmente en acuíferos) que se utiliza a menudo para proveer fuentes y pozos.

Aguas residuales: Agua que contiene residuos de hogares, de negocios y de industrias; es una mezcla del agua y de los sólidos disueltos o suspendidos.

Alcalinidad: Habilidad del agua para neutralizar un ácido. Esto debido a la presencia de bicarbonato ó carbonato, y a iones hidróxido, aunque ocasionalmente es producido por la presencia de iones borato, silicato, y fosfato. Se expresa como mg/L de CaCO_3 ó meq/L.

Algas : Simples plantas de raíz que crecen en aguas iluminadas por el sol en la proporción relativa a las cantidades disponibles de alimentos. Pueden afectar calidad del agua desfavorablemente porque provocan la disminución del oxígeno disuelto en el agua. Son alimento para los pescados y animales acuáticos pequeños.

Bacterias de coliformes: un grupo de bacterias usadas como indicador de la calidad sanitaria en agua. La exposición a estos organismos en agua potable causa enfermedades tales como cólera.

Biodegradabilidad: es la oxidación biológica de materia orgánica natural ó sintética por medio de microorganismos en la tierra, en cuerpos de agua ó en plantas de tratamiento de agua.

Calidad del agua: Es un término usado para describir las características químicas, físicas, y biológicas del agua con respecto a su conveniencia para un uso determinado.

Características bacteriológicas: Son aquellas debidas a microorganismos nocivos a la salud humana. Para efectos de control sanitario se determina el contenido de indicadores generales de contaminación microbiológica, específicamente organismos coliformes totales y organismos coliformes fecales.

Características físicas y organolépticas: Son aquellas que se detectan sensorialmente. Para efectos de evaluación, el sabor y olor se ponderan por medio de los sentidos y el color y la turbiedad se determinan por medio de métodos analíticos de laboratorio.

Características químicas: Son aquellas debidas a elementos o compuestos químicos, que como resultado de investigación científica se ha comprobado que pueden causar efectos nocivos a la salud humana.

Características radiactivas: Son aquellas resultantes de la presencia de elementos radiactivos.

Coagulación química: Adición de compuestos químicos al agua, para alterar el estado físico de los sólidos disueltos, coloidales o suspendidos, a fin de facilitar su remoción por precipitación o filtración.

Coagulación: Acción de juntar partículas que se encuentran en la solución, agregándole una sustancia adecuada que permita la formación de coloides para su eliminación posterior.

Cólera: Enfermedad infecciosa muy grave, caracterizada por vómitos, diarrea, etc.

Compuesto: Sustancia formada por dos ó más elementos diferentes que han entrado en combinación química.

Concentración: es una medida de la cantidad de sustancias disueltas en una solución. Puede expresarse como partes por millón ó mg/L.

Concentración permisible de ruptura: Es la máxima concentración aceptable de un soluto en el efluente de una columna de adsorción.

Conservación del agua: El cuidado, la preservación, la protección y el uso consciente del agua.

Contaminación del agua: Deterioro de la calidad del agua a un grado que reduce la utilidad del agua para los propósitos ordinarios, o que crea un peligro a la salud pública con el envenenamiento o la extensión de enfermedades.

Contaminante: Cualquier sustancia o materia física, química, biológica, o radiológica que que provoque un efecto adverso en el aire, el agua ó el suelo.

DBO: Abreviatura para la demanda química de oxígeno: La cantidad de oxígeno usado en la oxidación bioquímica de la materia orgánica en un tiempo específico, a una temperatura específica, y bajo condiciones específicas.

DQO: Es la cantidad de oxígeno requerido para oxidar químicamente la materia orgánica y alguna inorgánica presente en el agua ó agua residual. Generalmente se expresa en mg/L. La prueba de DQO no mide el oxígeno requerido para convertir amoníaco a nitritos y nitritos a nitratos; de esta manera la DQO se asume como el final de la primera etapa de la demanda bioquímica de oxígeno.

Desinfección: Destrucción de organismos patógenos por medio de la aplicación de productos químicos (cloro) , calor, luz ultravioleta, ozonación o procesos físicos.

Esporas: Células germen ó células resistentes que forman ciertas bacterias cuando están en condiciones ambientales poco favorables.

Filtración: Remoción de partículas suspendidas en el agua, haciéndola fluir a través de un medio filtrante de porosidad adecuada.

Infiltración : el movimiento del agua en suelo o roca porosa. La infiltración ocurre cuando el agua atraviesa los poros más grandes de la roca o entre las partículas del suelo bajo influencia de la gravedad.

Inorgánico: Materia distinta a la animal ó vegetal, y que no contiene una combinación de carbón, hidrogeno, oxígeno como en los seres vivos.

Lecho fluidizado: Un lecho en el cual las partículas no están en contacto continuo por causa del flujo ascendente del agua.

Límite permisible: Concentración o contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que garantiza que el agua será agradable a los sentidos y no causará efectos nocivos a la salud del consumidor.

Materia orgánica: Sustancia química de origen animal ó vegetal ó más correctamente de una estructura básicamente de carbón, comprende hidrocarburos y sus derivados.

Microorganismo: Plantas ó animales extremadamente pequeñas normalmente invisibles a simple vista.

Microorganismos patógenos: Microorganismos que pueden causar enfermedad en otros organismos o en seres humanos, animales y plantas.

Oxidación: Introducción de oxígeno en la molécula de ciertos compuestos para formar óxidos.

Ozono: Una forma triatómica de oxígeno usado como un agente oxidante para desinfección, remoción de color, sabor y olor.

Pesticida: Una sustancia o una mezcla de sustancias dirigida a prevenir, destruir, rechazar, o atenuar cualquier parásito. También, cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinada a regular el crecimiento de la planta o follaje. Los pesticidas se pueden acumular en la cadena alimenticia ó contaminar el ambiente si son mal empleados.

pH: Una expresión de la acidez y de la alcalinidad en una escala de 0-14, donde el valor de 7 representa la neutralidad; los valores menores de 7 indican acidez y valores mayores de 7 indican aumento de alcalinidad.

Potabilización: Conjunto de operaciones y procesos, físicos y/o químicos que se aplican al agua a fin de mejorar su calidad y hacerla apta para uso y consumo humano.

ppm: El número de peso ó unidades de volumen de un constituyente menor presente con un millón de unidades del constituyente mayor de una solución o mezcla. Los resultados de los análisis de

agua y agua residual fueron formalmente expresados en ppm, pero recientemente el término ha sido reemplazado por la relación de miligramos por litro.

Reactor batch: Es un reactor que no tiene corrientes continuas entrando en él. Los reactivos se le adicionan y la reacción se lleva a cabo y entonces los productos son descargados.

Reactor completamente mezclado: Es un reactor en donde los fluidos son dispensados inmediatamente por todo el reactor. Usualmente es circular, cuadrado ó ligeramente rectangular en una vista plana.

Reactor de flujo continuo: Es un reactor en el cual hay una entrada continua de reactivos y otra de productos que salen.

Recubrimiento: medida de la extensión de la adsorción de especies en una superficie. Se suele hablar del factor de recubrimiento, que representa la proporción de sitios ocupados respecto los totales.

Sólidos disueltos (SD): Pedazos muy pequeños de materia orgánica e inorgánica contenida en el agua. Las cantidades excesivas hacen que el agua sea incapaz de beberse o limitan su uso en procesos industriales.

Sustrato: Superficie sólida sobre la que tienen lugar la adsorción.

Turbiedad: Nubosidad causada por la presencia de sólidos suspendidos en agua; es un indicador de la calidad del agua.

Índice de yodo: Es el número de miligramos de yodo que adsorbe un gramo de carbón activado, de una solución acuosa en la que la concentración residual de yodo es 0.02 N.