



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
CUAUTITLÁN**

TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO DE AGUA RESIDUAL
PROVENIENTE DE LA INDUSTRIA DE PAPEL RECICLADO.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERA QUÍMICA

PRESENTA:

SANDRA GUERRERO RIVERA

ASESORA: DRA. FRIDA MARÍA LEÓN RODRÍGUEZ



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.



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLAN
 UNIDAD DE ADMINISTRACION ESCOLAR
 DEPARTAMENTO DE EXAMENES PROFESIONALES

U. N. A. M.
 ASUNTO: VOTOS APROBATORIOS
 SUPERIORES CUAUTITLAN

DRA. SUEMI RODRIGUEZ ROMO
 DIRECTORA DE LA FES CUAUTITLAN
 PRESENTE



ATN: L.A. ARACELI HERRERA HERNANDEZ
 Jefa del Departamento de Exámenes
 Profesionales de la FES Cuautitlán.

Con base en el Art. 28 del Reglamento General de Exámenes, nos permitimos comunicar a usted que revisamos la Tesis:

Tratamiento físico-químico de agua residual proveniente de la industria de papel reciclado.

Que presenta la pasante Sandra Guerrero Rivera

Con número de cuenta: 303787103 para obtener el título de:

Ingeniera Química

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el EXAMEN PROFESIONAL correspondiente, otorgamos nuestro VOTO APROBATORIO.

ATENTAMENTE
 "POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
 Cuautitlan Izcalli, Mex. a 23 de marzo de 2011

PRESIDENTE Dra. Frida María León Rodríguez

VOCAL IQ. Graciela Delgadillo García

SECRETARIO Q. Celestino Silva Escalona

1er SUPLENTE Ing. Industrial Julio Mondragón Illescás

2º SUPLENTE MI. Julio César Morales Mejía

Frida León Rodríguez
Graciela Delgadillo García
Celestino Silva Escalona
Julio Mondragón Illescás
Julio César Morales Mejía

AGRADECIMIENTOS

A MIS PADRES,

Les agradezco el haberme dado la vida, sus valiosos consejos y sobre todo su gran apoyo en los momentos difíciles. Este logro es suyo también.

A MI HERMANA KARLA,

Eres parte importante de mi vida, gracias por todo el cariño y apoyo que me has dado. Te quiero.

A MIS AMIGOS,

Por mencionar a los principales: Rebeca, Ana Laura, Julieta, Lizette, Susana, Jonathan y Ada. Gracias por acompañarme en esta vida, por estar ahí para mí, por sus consejos y por todos los ánimos que me dieron para concluir esta etapa.

Lya, mereces especial reconocimiento ya que fuiste parte esencial de este trabajo, mil gracias por tu apoyo, ayuda y por tu valiosa amistad.

ALEJANDRO,

No hace falta decir que agradezco infinitamente tu apoyo en todo momento, eres mi incondicional y sobre todo, mi gran motivación.

A MI FAMILIA,

A mis tíos(as), primos(as), sobrinos(as) y personas muy cercanas a mí. Gracias por creer en mí y motivarme a crecer día a día como persona.

A MI ASESORA,

Dra. Frida Ma. León, gracias por su apoyo, tiempo y confianza en este proyecto, nunca lo olvidaré.

A MIS SINODALES,

Gracias por su tiempo, consejos y valiosas aportaciones en la elaboración de este trabajo.

A MIS PROFESORES,

Llegue hasta aquí gracias a ustedes, sus enseñanzas me serán útiles siempre.

A LA UNAM,

Donde aprendí de los libros, de mis maestros, de mis compañeros y de la vida misma.

De la FESC me llevo conocimientos, satisfacciones y grandes vivencias.

ÍNDICE

	Página
Introducción	1
Objetivos	4
1. Marco Teórico	5
1.1 Generalidades e importancia del agua	5
1.1.1 Clasificación de las aguas residuales	6
1.2 Industria papelera	7
1.2.1 Producción de papel a nivel mundial	9
1.2.2 Industria papelera en México	13
1.2.3 Proceso de producción de papel a nivel industrial	17
1.2.4 Papel reciclado de forma casera	27
1.2.5 Efluentes producidos por la industria papelera	33
1.2.6 Tratamiento de aguas de la industria papelera	37
1.3 Proceso de clarificación mediante coagulación – floculación	42
1.3.1 Coagulación	43
1.3.2 Fuerzas coloidales	44
1.3.3 Floculación	46
1.3.4 Productos químicos coagulantes y floculantes	46
1.3.5 Aplicaciones de la coagulación y de la floculación	48
1.3.6 Diseño de una planta clarificadora.	50
2. Metodología Experimental	52
2.1 Pruebas fisicoquímicas aplicadas	55
2.1.1 Color verdadero y color aparente	55
2.1.2 Olor	57
2.1.3 pH	58
2.1.4 Conductividad	59
2.1.5 Temperatura	60
2.1.6 Turbidez	60
2.1.7 Dureza	61
2.1.8 Oxígeno Disuelto (OD)	63
2.1.9 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	65

2.1.10 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	67
2.1.11 Sólidos	69
2.2 Análisis de metales	71
2.2.1 Cobre	71
3. Resultados y Análisis de resultados de las muestras de agua residual	75
3.1 Pruebas Fisicoquímicas Aplicadas	76
3.1.1 Color verdadero y color aparente	76
3.1.2 Olor	77
3.1.3 pH	77
3.1.4 Conductividad	78
3.1.5 Temperatura	78
3.1.6 Turbidez	79
3.1.7 Dureza	80
3.1.8 Oxígeno Disuelto (OD)	81
3.1.9 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	82
3.1.10 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	83
3.1.11 Sólidos	84
3.2 Análisis de metales	86
3.2.1 Cobre	86
3.3 Resumen de los análisis	87
4. Tratamiento Proporcionado a la muestra	89
4.1 Costo del tratamiento	98
5. Resultados y análisis de resultados después del tratamiento	101
5.1 Pruebas Fisicoquímicas Aplicadas	101
5.1.1 Color verdadero y color aparente	101
5.1.2 Olor	102
5.1.3 pH	103
5.1.4 Conductividad	103
5.1.5 Temperatura	104
5.1.6 Turbidez	104
5.1.7 Dureza	105
5.1.8 Oxígeno Disuelto (OD)	105

5.1.9 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	106
5.1.10 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	107
5.1.11 Sólidos	107
5.2 Análisis de metales	109
5.2.1 Cobre	109
5.3 Resumen de los análisis	109
6. Conclusiones	113
Apéndices	116
Apéndice 1. Determinación de Color verdadero y color aparente	116
Apéndice 2. Determinación de Olor	121
Apéndice 3. Determinación de pH	122
Apéndice 4. Determinación de Conductividad	123
Apéndice 5. Determinación de Temperatura	124
Apéndice 6. Determinación de Turbidez	125
Apéndice 7. Determinación de Dureza	126
Apéndice 8. Determinación de Oxígeno Disuelto (OD)	128
Apéndice 9. Determinación de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	132
Apéndice 10. Determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO)	135
Apéndice 11. Determinación de Sólidos	138
Apéndice 12. Determinación de Cobre	144
Referencias Bibliográficas	147

INTRODUCCIÓN

En México, la problemática del agua se deriva del excesivo crecimiento poblacional, la mala planeación de zonas habitacionales, la sobreexplotación de los mantos acuíferos, así como la contaminación de las aguas superficiales y su desperdicio. Aunado a esto, la gran cantidad de aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas sin tratamiento previo que se descargan en los ríos (el tratamiento de aguas residuales es de apenas 31 por ciento del total del volumen recolectado¹), han creado una situación alarmante, ya que cada día se contaminan las pocas fuentes de agua, no solo del estado, sino del país.

Bajo este panorama, México enfrenta actualmente graves problemas de disponibilidad, desperdicio y contaminación del agua.

Una de las tres principales industrias responsables de la producción de aguas residuales en México es la industria papelera. Por ello, en la presente tesis se plantea analizar y proponer un tratamiento físico-químico de estas aguas residuales. Para lograr un análisis real y poder proponer un tratamiento lo más aplicable posible a un proceso real, se pretendía obtener muestras directas de una industria papelera, sin embargo, a pesar de los esfuerzos realizados esto no fue posible, y fue necesario proponer un modelo de agua residual proveniente de la industria de papel reciclado, que tuviera características similares a las que tendría una muestra proveniente de la industria. Dicho modelo busca representar, mediante el uso de pegamento blanco, a la mayoría de las sustancias contaminantes usadas como cola, cargas, colorantes y ligantes agregadas durante el proceso de fabricación del papel.

El agua en la industria de la pulpa y el papel

La manufactura de la pulpa y del papel requiere de grandes volúmenes de agua, requerimientos que varían considerablemente según el proceso de preparación de la pulpa, la disponibilidad de agua, la secuencia de blanqueado y las restricciones para la descarga del agua de desecho.

¹ La Jornada, *Agua*, edición especial. México, 2005.

En las plantas más antiguas se usaba tanto como 227,300 L de agua/Ton de papel terminado, las plantas modernas han reducido la cantidad de agua requerida y por lo tanto, redujeron también el volumen de desechos por tratar. Este consumo puede ser tan bajo como de 68,000- 90,000 L/Ton en plantas de pulpa y papel blanqueado. Así, en una planta que produce 1,000 Ton/día, la planta de tratamiento de agua tendría que producir alrededor de 90,000 litros diarios de agua de planta para su uso en proceso y reemplazo en las calderas.

La industria de papel reciclado, es importante porque no solo reduce el consumo de energía y madera, también se reduce considerablemente el volumen de agua utilizado en el proceso de producción. El volumen de agua utilizado en esta industria puede verse reducido considerablemente en las plantas más modernas hasta en 27,000 L de agua menos por Ton de papel producido. Esta reducción se logra en gran medida gracias a la recirculación de sus efluentes.

Dentro de la industria de papel reciclado, se encuentra englobada la industria de papel reciclado de forma casera, industria que si bien es tan pequeña que produce una contaminación despreciable en comparación con las grandes industrias papeleras, contribuye a la contaminación del agua, un recurso finito e inapreciable, sin cuya existencia no sería posible garantizar el más básico de los derechos humanos: el derecho a la vida. Con miras a poder mejorar la calidad de este recurso, se debe reducir la contaminación causada incluso por estas industrias pequeñas.

Por esta razón, en el siguiente trabajo se presentan una serie de análisis fisicoquímicos para conocer las condiciones en las que se encuentra el agua residual proveniente del modelo establecido, para así poder proponer un sistema de tratamiento químico que permita mejorar la calidad del agua, con la finalidad de que en un futuro pueda utilizarse como un tratamiento alternativo para este modelo de agua residual establecido y que bajo ciertas circunstancias sea de utilidad. Esto no implica que pueda aplicarse directamente a nivel industrial ya que como es sabido es necesario realizar diversos estudios y análisis antes de escalar el método de tratamiento aquí propuesto, porque las características de los efluentes son muy variables.

Métodos de tratamiento de aguas

El *tratamiento de aguas residuales* consiste en una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen como fin eliminar los contaminantes presentes en un efluente.

Estos procesos se pueden clasificar como sigue:

- Físicos: Los tratamientos físicos se dan especialmente cuando llegan al agua sustancias aceitosas y sólidos que tienen que ser separados para la depuración. Pueden ser por sedimentación, flotación, filtración, transferencia de gases, adsorción, intercambio iónico, entre otros.
- Químicos: Los tratamientos químicos buscan mejorar la sedimentación, pre-tratar sustancias difíciles de remover (olores, sabores, colores) y reducir el número de sólidos disueltos, así como de microorganismos. Estos tratamientos pueden darse por los procesos de coagulación, precipitación química, la neutralización, óxido-reducción, fotooxidación, entre otros.
- Biológicos: Los tratamientos biológicos buscan transformar los contaminantes de naturaleza orgánica en nutrientes para los organismos del medio, que a su vez los convierten en tejido celular y en diversos gases. Algunos de estos son: lodos activados, lagunas aeradas, filtros biológicos, biodiscos (contactador biológico rotativo), digestión anaerobia, entre otros.

El objetivo del tratamiento es producir agua limpia (o efluente tratado) o reutilizable en el ambiente y un residuo sólido o fango (también llamado biosólido o lodo) convenientes para su disposición o reutilización. Es muy común llamarlo depuración de aguas residuales para distinguirlo del tratamiento de aguas potables.

OBJETIVOS

General:

- Determinar el grado de contaminación de una muestra de agua residual de la industria de papel reciclado, representada por el modelo previamente establecido en este trabajo, mediante diversos análisis fisicoquímicos para llevar a cabo la eliminación de sus principales contaminantes.

Particulares:

- Simular la producción de papel reciclado (crear un modelo) con la finalidad de obtener agua residual del proceso de producción, y así realizar los siguientes análisis fisicoquímicos para determinar su calidad: color, olor, pH, conductividad, turbidez, dureza, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos en todas sus formas y cobre.
- Comparar la eficiencia de diversos tipos de coagulantes, para la eliminación de los contaminantes presentes en las muestras de agua residual del proceso de producción de papel reciclado del modelo.
- Elegir, en base a los resultados experimentales, el mejor coagulante y seleccionar el pH ideal para lograr la mejor eliminación de contaminantes.
- Proponer un tratamiento físico-químico eficiente y económico para clarificar las aguas analizadas, con la finalidad de que cumplan con los límites establecidos en la NOM-001-ECOL-1996 y que puedan ser reintegradas a los mantos acuíferos.

1. MARCO TEÓRICO

1.1 Generalidades e importancia del agua

El agua es un recurso natural renovable, sin embargo, en la actualidad es considerado un recurso finito y vulnerable, esencial para la vida, cuyo valor económico aumenta debido a la dificultad de obtenerla con una calidad óptima para su uso.

El agua cubre el 71% de la superficie terrestre. Se localiza principalmente en los océanos donde se concentra el 96.5% del agua total, los glaciares y casquetes polares tienen el 1.74%, los depósitos subterráneos, los permafrost y los glaciares continentales suponen el 1.72% y el restante 0.04% se reparte entre lagos, humedad del suelo, atmósfera, embalses y ríos, como lo muestra la Tabla 1.1.

Tabla 1.1. Distribución del agua en la Tierra.²

Distribución del agua en la Tierra			
Situación del agua	Volumen en km ³	Porcentaje	
		Agua dulce	Agua total
Océanos y mares	1,338,000,000	-	96.5
Casquetes y glaciares polares	24,064,000	68.7	1.74
Agua subterránea salada	12,870,000	-	0.94
Agua subterránea dulce	10,530,000	30.1	0.76
Glaciares continentales y Permafrost	300,000	0.86	0.022
Lagos de agua dulce	91,000	0.26	0.007
Lagos de agua salada	85,400	-	0.006
Humedad del suelo	16,500	0.05	0.001
Atmósfera	12,900	0.04	0.001
Embalses	11,470	0.03	0.0008
Ríos	2,120	0.006	0.0002
Agua biológica	1,120	0.003	0.0001
Total agua dulce	35,029,110	100	-
Total agua en la tierra	1,386,000,000	-	100

² U.S. Geological Survey. *Earth's water distribution*. USA, 2007.

En los países en desarrollo, el 70% de los desechos industriales son vertidos a las aguas sin tratamiento previo, lo cual contamina el suministro de agua disponible.

Respecto a la contaminación del agua por el arrojado de desechos, tanto de residuos industriales, vertidos humanos y animales, un dato clave es que un litro de agua residual contamina ocho litros de agua dulce. Adicionalmente, un aspecto que incide en la escasez del vital líquido es el efecto del cambio climático, mismo que se estima será responsable del 20% del incremento de la escasez de agua.

En el caso de México, conforme los datos de la Comisión Nacional del Agua, en el año 2007 a nivel nacional, a partir de la información estudiada en 437 cuerpos receptores monitoreados según la categoría de DBO₅, el 30.2% de las aguas superficiales presentan excelente calidad, el 30.2% presentan buena calidad, lo que posibilita su uso para prácticamente cualquier actividad, el 17.6% presenta calidad aceptable, lo que restringe su uso directo en ciertas actividades, el 9.4% se encuentra contaminado y el 4.6% está altamente contaminado.³

Es por ello que, aunado a la necesidad de regular el acceso, uso, aprovechamiento y administración del agua, se requiere un cambio de cultura, es decir un proceso continuo de producción, actualización y transformación individual y colectiva de valores, creencias, percepciones, conocimientos, tradiciones, actitudes y conductas en relación con el agua en la vida cotidiana.

1.1.1 Clasificación de las aguas residuales

De acuerdo a lo establecido en la NOM-001-ECOL-1996, las aguas residuales se definen como las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

³ Comisión Nacional del Agua. "El agua: un recurso estratégico y de seguridad nacional". México, 2008.

Las fuentes que originan las aguas residuales son diversas, ya que el agua, además de ser un elemento vital para el hombre, es también utilizada como materia prima para infinidad de procesos y como transporte para diversas actividades. Inciden principalmente en el origen de las aguas residuales los residuos líquidos del quehacer habitacional, del comercio e instituciones, las aguas de lluvia y aguas de capas subterráneas y muy destacadamente, los residuos humanos y animales y los residuos industriales líquidos. Por tanto, las aguas residuales pueden ser clasificadas en los siguientes tipos:

- Residuos del quehacer habitacional: Se producen por la utilización de baños, cocina y lavado, los cuales contienen materiales saponosos, detergentes, restos de comida y alimentos sintéticos.
- Residuos humanos y animales: Consisten básicamente en desechos fecales y orina, los que pueden transportar organismos patógenos que afectan la salud humana.
- Residuos industriales líquidos (RILES): Proviene del uso industrial, son un sinnúmero los elementos que las industrias disponen en las redes de alcantarillado tales como, metales, productos químicos y elementos sólidos; todos con serios efectos nocivos.
- Aguas de lluvia: Al derivar hacia los alcantarillados arrastran gran cantidad de arena, hojas y ramas de árboles, pasto y otros elementos que se combinan con otros residuos líquidos, sin contar que ya antes de llegar al suelo, recibe su primera carga de contaminantes, cuando disuelve sustancias como los óxidos que la convierten en lluvia ácida.

1.2 Industria papelera

El papel se define como “una hoja afieltrada de fibras formada sobre un tamiz fino a partir de una suspensión acuosa”, aunque actualmente se puede fabricar con aditivos no fibrosos o mediante métodos de formación en seco.

Los egipcios produjeron el primer material de escritura del mundo uniendo entre sí finas láminas del tallo la planta llamada papiro (de donde se deriva la palabra *papel*). Sin embargo, en este caso no hay el desfibrado necesario para producir papel verdadero.

La primera fabricación de papel auténtica se practicó en China hacia el año 100 D.C. utilizando una suspensión de fibras de bambú. Existen ejemplos de papel descubiertos junto a tablillas de madera que contienen esa fecha.

Después de varios siglos, el arte de la fabricación de papel alcanzó el Oriente Medio y en el siglo VIII, Europa, donde se utilizaron principalmente, trapos de lino y algodón como materia prima. Al comienzo del siglo XV, ya existían fábricas de papel en España, Italia, Alemania y Francia.

La fabricación del papel en México se remonta alrededor del año 500 D.C. en que los mayas inventaron, y posteriormente los aztecas mejoraron, su proceso a base de corteza de higuera. Dentro de este proceso la corteza era ablandada a base de golpes y posteriormente tratada con agua y cal para remover la sabia, formando hojas sobre tablas planas que dejaban secar al aire, para después desprenderlas y emplearlas como papel.⁴ El primer molino para fabricar papel en México y en América, fue introducido por los españoles, cerca de la ciudad de México alrededor de 1580.

En el siglo XVIII y XIX, con las técnicas de impresión se desarrolla un incremento en la alfabetización, simultáneamente los fabricantes de papel mejoraron sus mecanismos de producción. La primera máquina para elaborar papel fue inventada por el francés Nicholas Louis Robert, un empleado del taller Didot en Francia. En 1801, John Gemble obtuvo una patente británica, desarrollada y financiada por Hery y Seale Fourdrinier, con la ayuda del joven maquinista llamado Brian Donking, quien automatizó la maquina en Hertfordshire; en 1803, la efectividad de ésta creó una sensación.

Desde entonces, la industria de la pulpa y el papel ha crecido para producir no solo papel para registros, documentos y libros, sino también papel para empaque, recubrimiento sencillo o corrugado y para envases de embarque, como tambores y cajas.

Actualmente, la producción de pulpa y papel se concentra en áreas que tienen recursos abundantes de madera y una base industrial grande, como los Estados Unidos, Canadá, China y Japón.

⁴ CNICP. "Historia del papel" [en línea]. Cámara del papel. México, D.F. 2008. <<http://www.camaradelpapel.com.mx/historia/historia.htm> > [Consulta: Noviembre 2010]

Mientras que en México, los principales estados productores de papel y sus derivados son el Estado de México, Nuevo León, Querétaro, Veracruz, y Jalisco.

1.2.1 Producción de papel a nivel mundial

El papel es un artículo imprescindible en el proceso de desarrollo de un país, ya que participa en labores de comunicación, embalaje y hasta en áreas cosméticas. Es tan basta esta industria que supera el 1% de la derrama monetaria mundial y es un producto que se consume en todo el globo terráqueo.

El desarrollo de la industria papelera aun no ha logrado ser sustentable. En un principio casi todo el papel se derivaba de la madera y de ésta solo aproximadamente la mitad del peso es celulosa. Debido a factores económicos y ambientales, se propone el empleo de materiales reciclables como materia prima, tal es el caso de la denominada fibra secundaria, que proviene de fuentes de desperdicio. El papel desechado se limpia y se reelabora la pulpa; entonces, la nueva “pulpa” se usa en la fabricación de nuevo papel.

La producción mundial de papel es de 314,941 miles de toneladas y el consumo mundial de papel desperdicio es 126,414 miles de toneladas, lo cual da un 40.14% de reciclaje mundial. Algunos de los países más representativos y su situación actual en el ámbito del papel desperdicio se muestran en la tabla 1.2.

Tabla 1.2. Producción y consumo de papel desperdicio en el mundo. ⁵

País	Consumo per cápita de papel (Miles de Ton)	Producción de papel (Miles de Ton)	Papel desperdicio	
			Recuperación (Miles de Ton)	Consumo (Miles de Ton)
EEUU	336	85855	41103	34213
Japón	237	29888	16211	15944
Canadá	232	18723	3057	4656
Inglaterra	204	6476	5050	4655
Corea	113	7750	3869	5832
México	41.6	2950	1700	2600
Chile	41.9	569	226	226
Brasil	28	5600	1630	1671

⁵ Cámara Nacional de las Industrias de la Celulosa y del Papel (CNICP). *Memoria Estadística*. edición 2006. México.

Ahora bien, la tabla 1.3. muestra a los países recolectores más importantes del mundo, en esta, México se encuentra en la posición 21, lo cual es un buen índice de recolección, sin embargo, si se observa a detalle, se vuelve evidente que solo se recicla el 46% del papel, situación que en definitiva podría mejorarse mediante una cultura del reciclaje.

Tabla 1.3. Índice de recolección de fibra secundaria por país

Lugar	País	Consumo aparente de papel (Miles de Ton)	Recolección de fibra secundaria Nal. (Miles de Ton)	Índice de recolección %
1	Austria	2,088	2,141	102.5
2	Suecia	2,276	2,010	88.3
3	Corea	8,243	6,875	83.4
4	Singapur	683	546	79.9
5	Holanda	3,361	2,561	76.2
6	Hong Kong	1,103	832	75.4
7	Japón	31,426	21,507	68.4
8	Taiwán	5,187	3,396	65.5
9	Alemania	19,442	12,169	62.6
10	España	7,194	4,474	62.2
11	Ucrania	1,074	635	59.1
12	Suiza	1,664	968	58.2
13	Noruega	834	481	57.7
14	Francia	11,079	5,931	53.5
15	Finlandia	1,489	777	52.2
16	Canadá	7,299	3,649	50.0
17	Italia	11,334	5,474	48.3
18	Indonesia	5,408	2,600	48.1
19	USA	92,257	43,818	47.5
20	Hungría	819	377	46.0
21	México	6,088	2,801	46.0
22	Brasil	7,303	3,360	46.0
23	Argentina	1,958	875	44.7
24	Australia	4,122	1,833	44.5
25	Sudáfrica	2,147	949	44.2
26	Rumania	601	261	43.4
27	Colombia	1,141	482	42.2
28	Turquía	3,287	1,376	41.9
29	Egipto	1,287	530	41.2
30	Reino Unido	12,678	5,172	40.8

La Unión Europea alcanzó en 2006 un índice de recolección de 64 por ciento, un salto de 10 puntos porcentuales respecto a 2004. Para seguir aumentando su nivel de recolección, los países europeos establecerán una política de recolección de grandes empresas.

Sin embargo, no solo importa saber la cantidad de fibra recolectada, también es importante saber la que se consume. México es uno de los tres líderes en consumo de papel reciclado en el mundo (aunque lo hace por necesidad), sólo detrás de Hong Kong y Malasia, según datos del 2006 de la Cámara Nacional de las Industrias de la Celulosa y el Papel (CNICP). Estos datos pueden observarse en la tabla 1.4. o más gráficamente en la Figura 1.1

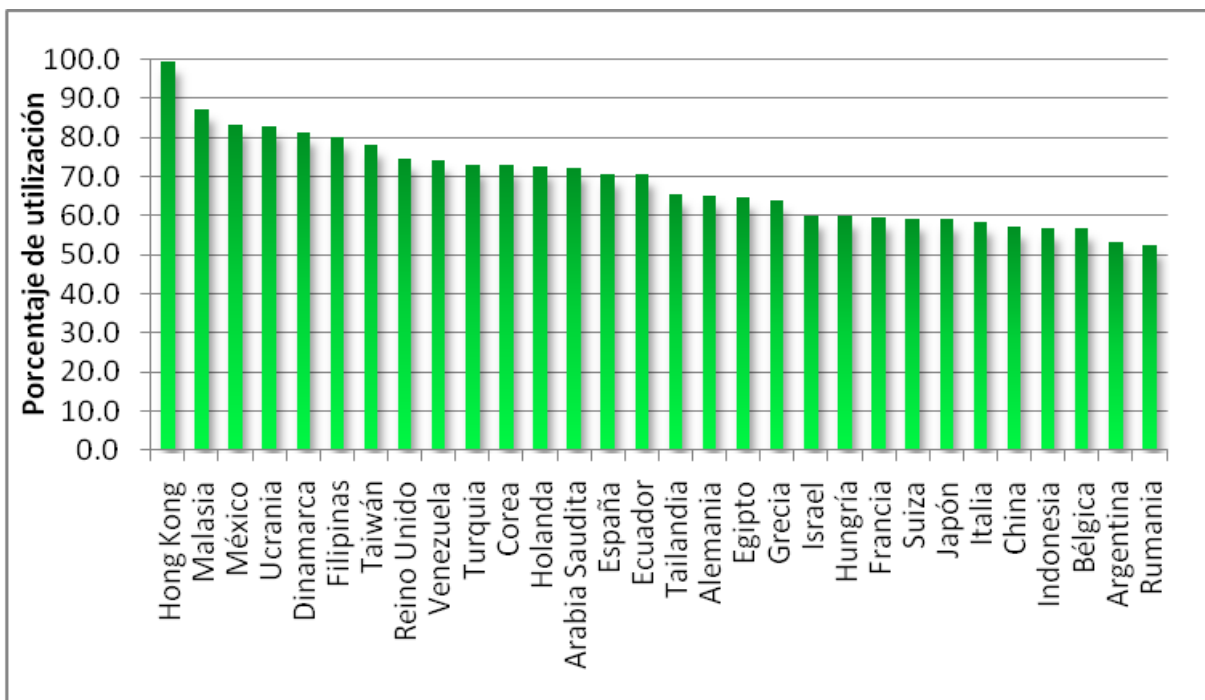


Figura 1.1. Índice de utilización de fibra secundaria Nacional e Importada.

En México, la escasez de bosques amenaza la existencia de celulosa natural, por lo que es necesario importarla o procesarla de restos de papel y cartón. Cada año, los mexicanos consumen 5 millones de toneladas de papel, de los cuales apenas un 4 por ciento proviene de la celulosa de árboles nacionales; 12 por ciento, de árboles extranjeros, y el resto, es decir 84 por ciento, es de sobrantes de papel y cartón reutilizados. Sin embargo,

debido a que solo se recicla el 46% del papel nacional, la mayoría de la fibra secundaria utilizada es de importación por lo que la industria no es muy rentable.

Tabla 1.4. Índice de utilización de fibra secundaria Nacional e Importada.

Lugar	País	Consumo de fibra secundaria total (Miles de Ton)	Recolección total de fibra (Miles de Ton)	Índice de utilización %
1	Hong Kong	197	198	99.5
2	Malasia	1,215	1,395	87.1
3	México	4,112	4,931	83.4
4	Ucrania	635	767	82.8
5	Dinamarca	363	446	81.4
6	Filipinas	850	1,062	80.0
7	Taiwán	4,284	5,498	77.9
8	Reino Unido	5,172	6,939	74.5
9	Venezuela	321	432	74.3
10	Turquía	1,413	1,939	72.9
11	Corea	8,365	11,492	72.8
12	Holanda	2,561	3,538	72.4
13	Arabia Saudita	220	305	72.1
14	España	4,474	6,351	70.4
15	Ecuador	100	142	70.4
16	Tailandia	2,210	3,373	65.5
17	Alemania	12,169	18,688	65.1
18	Egipto	530	818	64.8
19	Grecia	190	297	64.0
20	Israel	240	400	60.0
21	Hungría	377	630	59.8
22	Francia	5,931	9,981	59.4
23	Suiza	968	1,633	59.3
24	Japón	18,753	31,792	59.0
25	Italia	5,474	9,413	58.2
26	China	28,812	50,294	57.3
27	Indonesia	4,802	8,433	56.9
28	Bélgica	921	1,621	56.8
29	Argentina	898	1,690	53.1
30	Rumania	261	499	52.3

Aún así, es de admirar el porcentaje de fibra reciclada que se utiliza en México, pues éste supera por mucho al de Estados Unidos, donde apenas un 20 por ciento del papel que se consume es reciclado.

El uso de papel reciclado en el mundo está cada día aumentando, debido a que se está creando una conciencia ambiental, sobre todo en los Estados Unidos.

Este proceso ayuda a reducir la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) y, por ende a conservar en mejor estado el planeta, ya que se utilizan menores cantidades de recursos naturales.

1.2.2 Industria papelera en México

El sector del papel es una industria sumamente diversificada por la cantidad de productos que se fabrican actualmente, tanto para mercado interno como para exportación. En México existen un total de 64 empresas productoras de celulosa y de papel. De estas, 56 se dedican a la producción específica del papel, siete de ellas a la producción de celulosa y papel, y una a la producción de celulosa (grado no papelerero).

Estas plantas se encuentran distribuidas en 18 entidades del país, y generan 26 mil 854 empleos directos.⁶

En el centro del país hay una gran concentración de plantas productoras de papel, principalmente en el Estado de México y el Distrito Federal. Esto obedece a la alta demanda de papel y/o cartón en esta zona; el abasto de materia prima (celulosa) para estas plantas está solucionado, ya que todas las plantas del país y especialmente las del centro utilizan la fibra secundaria en más del 50% de su producción, creando una menor dependencia de la celulosa natural.

De acuerdo con información de la Cámara Nacional de las Industrias de la Celulosa y del Papel, en el 2009 este sector representó el 1.4% del Producto Interno Bruto (PIB) industrial. La figura 1.2. muestra cómo ha evolucionado la participación de este sector en el PIB durante el periodo comprendido entre 2004 y 2009.

⁶ CNICP. *Memoria Estadística*. edición 2009. México.

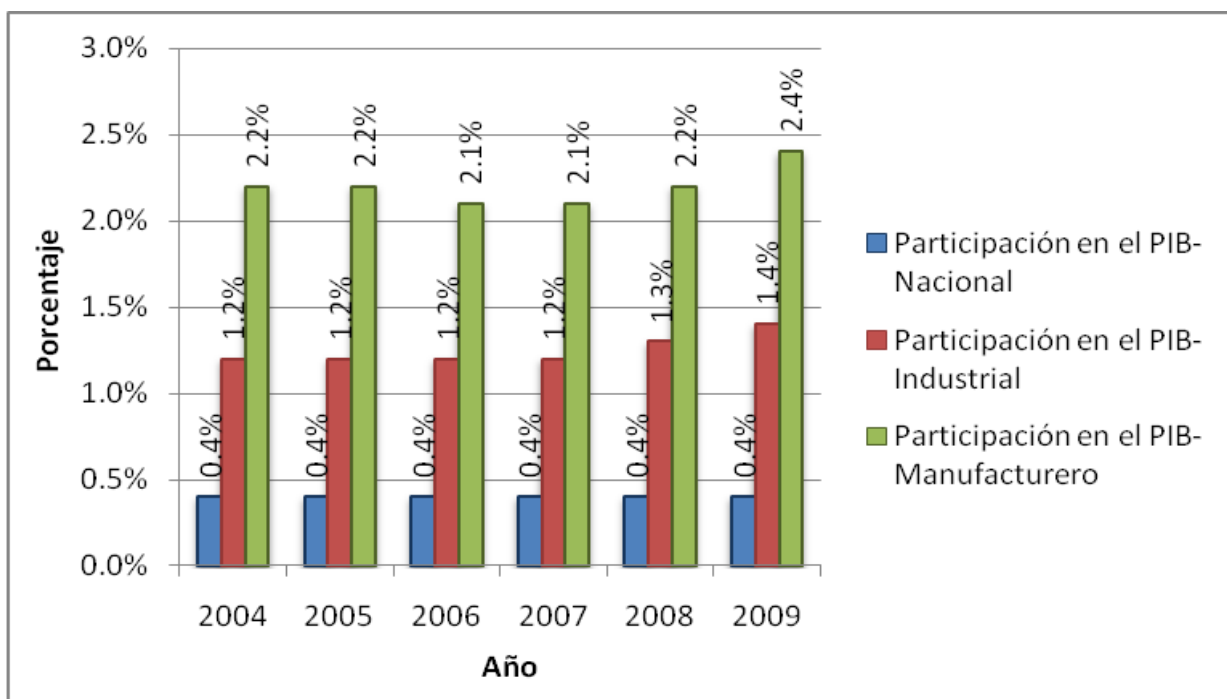


Figura 1.2. Evolución de la participación del sector papero en el PIB entre el 2004 y el 2009, según datos de la CNICP.

Según datos de la CNICP, en el 2006 la Industria productora de papel en México requería del orden de 5 millones 144 mil toneladas de fibra para la producción de 4 millones 513 mil toneladas de papel. Esto tomando en cuenta que la producción de papel en México se encuentra sumamente diversificada. Existen 4 grupos básicos en la industria papera, estos a su vez tienen varias subdivisiones y productos: papel de escritura e impresión, papel empaque, papel sanitario y facial y papel especial (cigarrillo, china).

De la mezcla total de material fibroso utilizado para la fabricación de los diferentes papeles, el 84% correspondió a fibras secundarias, evidenciándose de esta manera la contribución que hace esta Industria en materia ambiental; además, el restante 16% del material fibroso utilizado para la producción de papel corresponde a fibras vírgenes y, dentro de este rubro el 2% es celulosa de bagazo de caña, lo que en términos absolutos corresponde a 92.9 miles de toneladas, aporte importante adicional que se hace a la protección ambiental.⁷ Lo anterior puede observarse en la figura 1.3.

⁷ American Paper Institute. *How paper is made*. USA, 1972

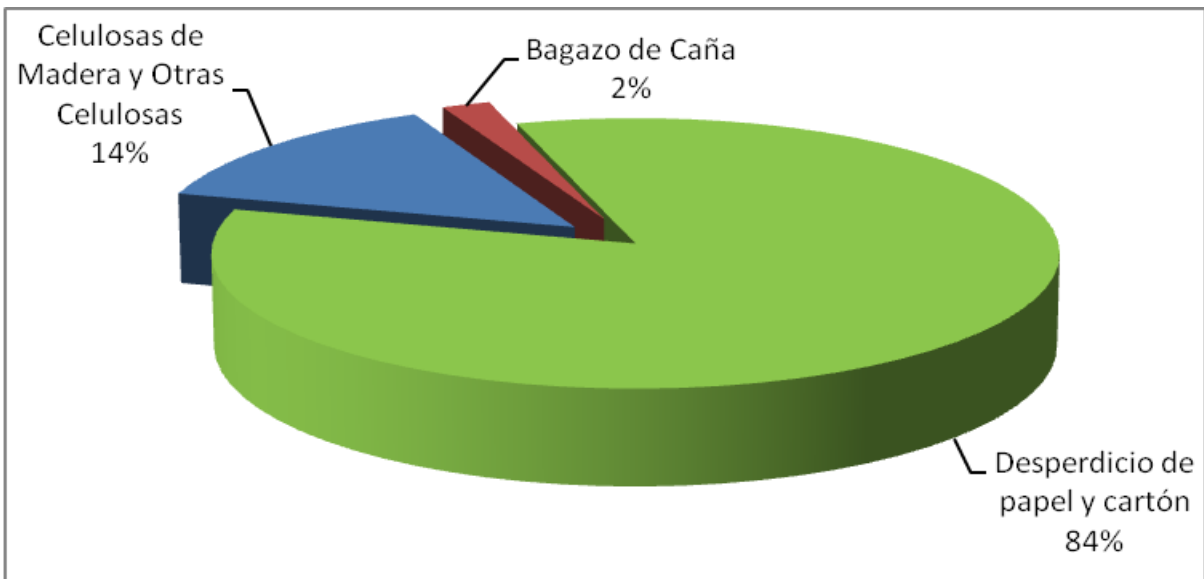


Figura 1.3. Participación de las materias primas fibrosas en la producción de papel.

De los principales productos papeleros, el papel de empaque es el que más se produce, aspecto que habla de la utilización en México, de este producto como envase y embalaje. Los papeles sanitario y facial, también han incrementado su producción, motivado por el crecimiento normal de la población y el efecto del marketing, figura 1.4.

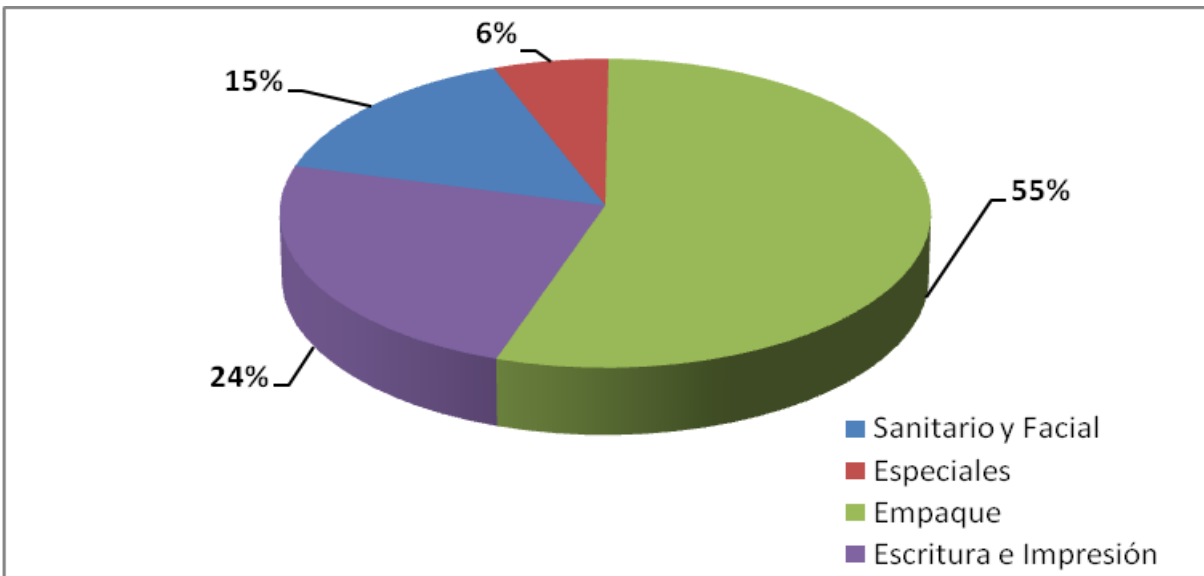


Figura 1.4. Consumo aparente de los 4 grupos básicos en la industria papelería en 2009.

Es impresionante el crecimiento de las importaciones de papel para escritura e impresión, sobre todo en papel bond y de forma continua al generalizarse el uso de las fotocopiadoras y por otro lado, la explosión en el uso de las computadoras tanto a nivel industrial y comercial, así como en el gobierno y centros educativos.

Sin embargo, afortunadamente el crecimiento de esta industria se ha visto acompañado en un incremento en la utilización de fibras secundarias.

Actualmente, como se presenta en la figura 1.5, gracias al gran esfuerzo realizado por las empresas papeleras, en la producción de papel se ha pasado de una utilización del 80.2% de fibras secundarias en 2000, a una del 85.1% en 2009.

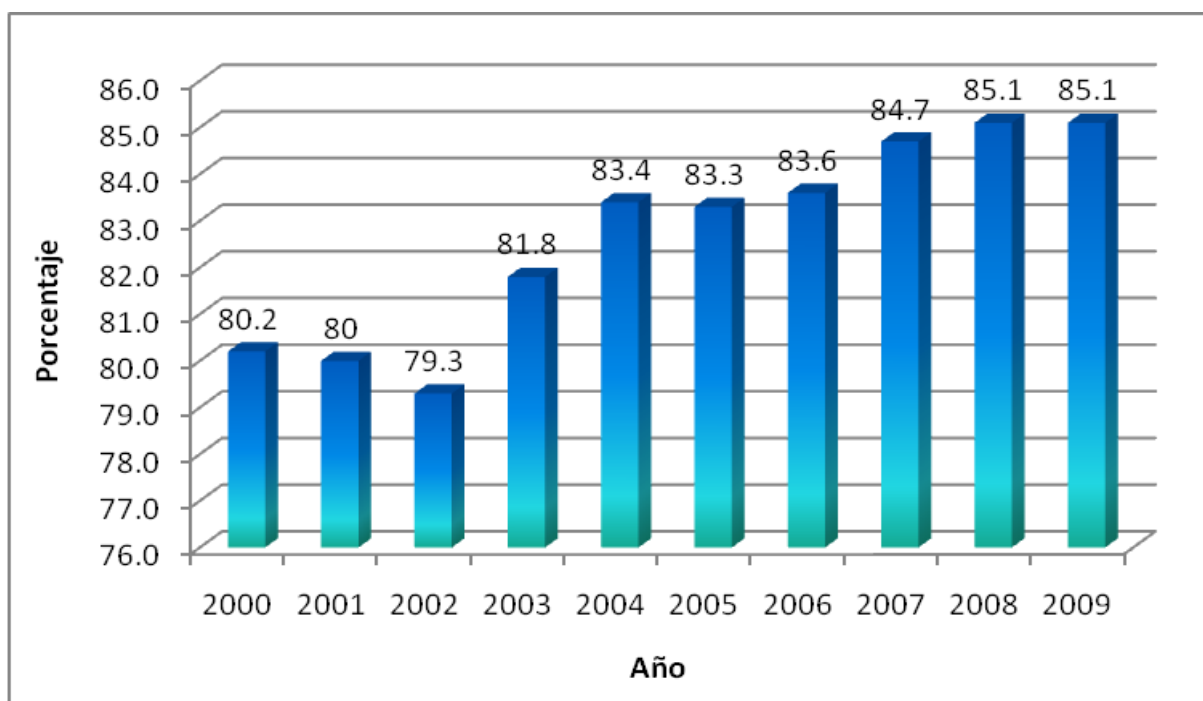


Figura 1.5. Índice de utilización de fibra secundaria total (nacional e importada) en México.

Para lograr estos niveles de aprovechamiento, la industria de la celulosa y del papel además de realizar adaptaciones técnicas e inversiones importantes dentro del proceso de producción, debe captar, con el apoyo de la sociedad, del gobierno y de organizaciones de recicladores, los papeles usados antes de que se contaminen al mezclarse con otros residuos, por lo que dichas industrias han contribuido a desarrollar y estructurar las actividades de recolección, superación y comercialización de los desperdicios que se

aprovechan como materia prima dentro de sus procesos de fabricación de papel. Para 2005, México alcanzó el tercer lugar entre los países recicladores más importantes del mundo, con un Índice de utilización de fibras secundarias del 83.3%.

Hasta 2009, se ha logrado incrementar, aunque no tan significativamente como debiera, el índice de recolección nacional, figura 1.6.

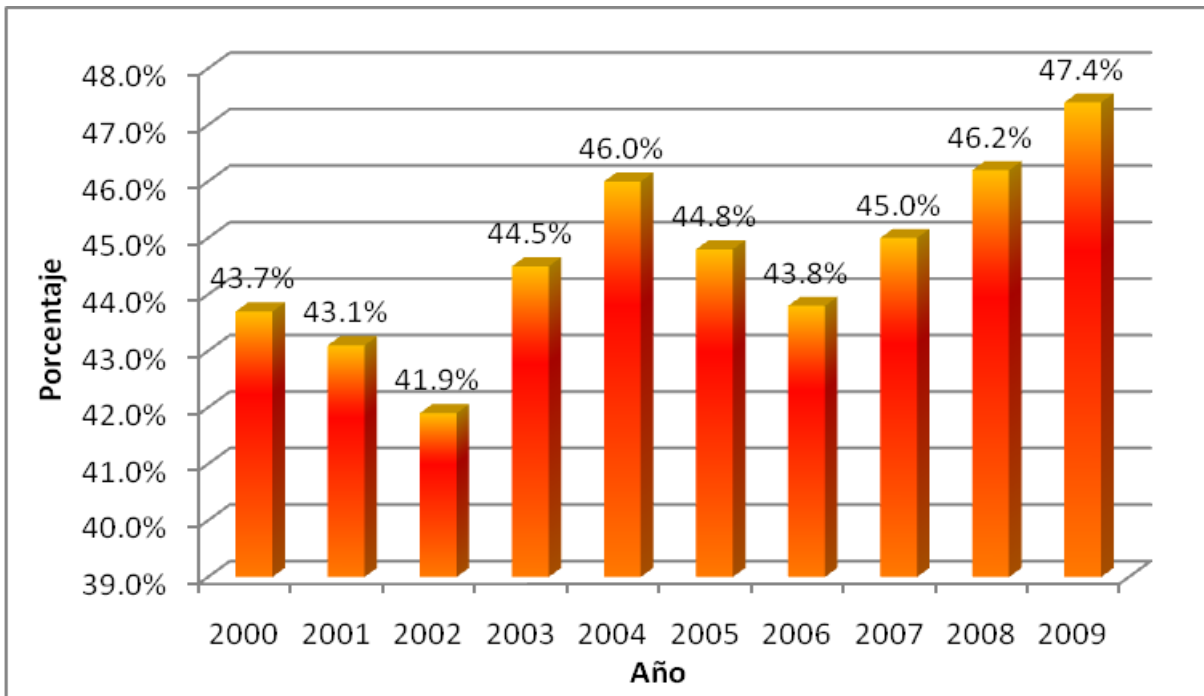


Figura 1.6. Índice de recolección nacional de papel.

1.2.3 Proceso de producción de papel a nivel industrial

La madera es la materia prima básica para la fabricación de pulpa y papel con un contenido del 55% de celulosa, siendo el resto una mezcla de lignina, resinas, azúcares y varios extractos.

Atendiendo a los procedimientos de obtención de la pasta (pulpeado), se pueden distinguir varios procesos de producción de papel:

- Pulpeado mecánico
- Pulpeado químico
- Pulpeado a partir de papel reciclado

Pulpeado mecánico

El más antiguo y tal vez el método más común de pulpeado mecánico es el *proceso mecánico de muela*.

Las pulpas mecánicas se producen fundamentalmente a partir de maderas de coníferas. Para los papeles más baratos, como el papel prensa empleado en los periódicos, se utiliza sólo pulpa de madera triturada; para productos de más calidad normalmente se añade pulpa química de fibra larga a la pulpa mecánica.

En el proceso de trituración, los bloques de madera se aprietan contra la superficie abrasiva de una muela giratoria, donde las fibras son arrancadas de la madera, desmenuzadas y separadas de la superficie de la muela mediante agua. Los bloques de madera están orientados paralelamente al eje de la muela de modo que la acción de desfibrado pueda extraer las fibras intactas.

La suspensión diluida de fibras y fragmentos de fibras pasan por las etapas de clasificación y depuración cuyo propósito es la eliminación de paquetes de fibras (como astillas) y material grueso y de poca longitud, así como material no deseable de la pulpa. A continuación es espesada por eliminación de agua para formar una pulpa adecuada para la fabricación de papel. La producción eficiente de una pulpa uniforme, de buena calidad, requiere un control cuidadoso de la rugosidad de la superficie de la muela, la presión contra la muela y la temperatura y flujo del agua de los rociadores.

Un desarrollo más reciente en el pulpeado mecánico consiste en la desintegración y desfibrado de las astillas de madera entre los discos que giran de un aparato llamado *refinador*; el producto se conoce como *pulpa mecánica de refinador* (RMP). El desarrollo de métodos de pulpeado con refinadores permite utilizar residuos de serrerías y al mismo tiempo produce pulpas de fibras más largas que las pulpas mecánicas de muela y proporcionan papeles más resistentes.

El proceso RMP básico ha experimentado un desarrollo importante en los últimos años. La mayor parte de las nuevas instalaciones emplean un pretratamiento térmico (y/o químico) para ablandar las astillas y modificar el requerimiento de energía y las propiedades de la pulpa resultante. Un ejemplo es la pulpa termomecánica (TMP) que normalmente es más resistente que la RMP y contiene pocos rechazos de la clasificación.

Los procesos de pulpeado mecánico tienen la ventaja de convertir hasta el 95% del peso seco de la madera en pulpa, pero requieren cantidades considerables de energía para lograrlo. La pulpa forma un papel altamente opaco con buenas propiedades de impresión, pero la hoja es poco resistente y amarillea fácilmente al exponerse a la luz.

Las etapas de un proceso completo de pulpeado mecánico se muestran esquemáticamente en la figura 1.7. Donde Prim C, Sec C y Ter C, son los hidrociclones primarios, secundarios y terciarios respectivamente.

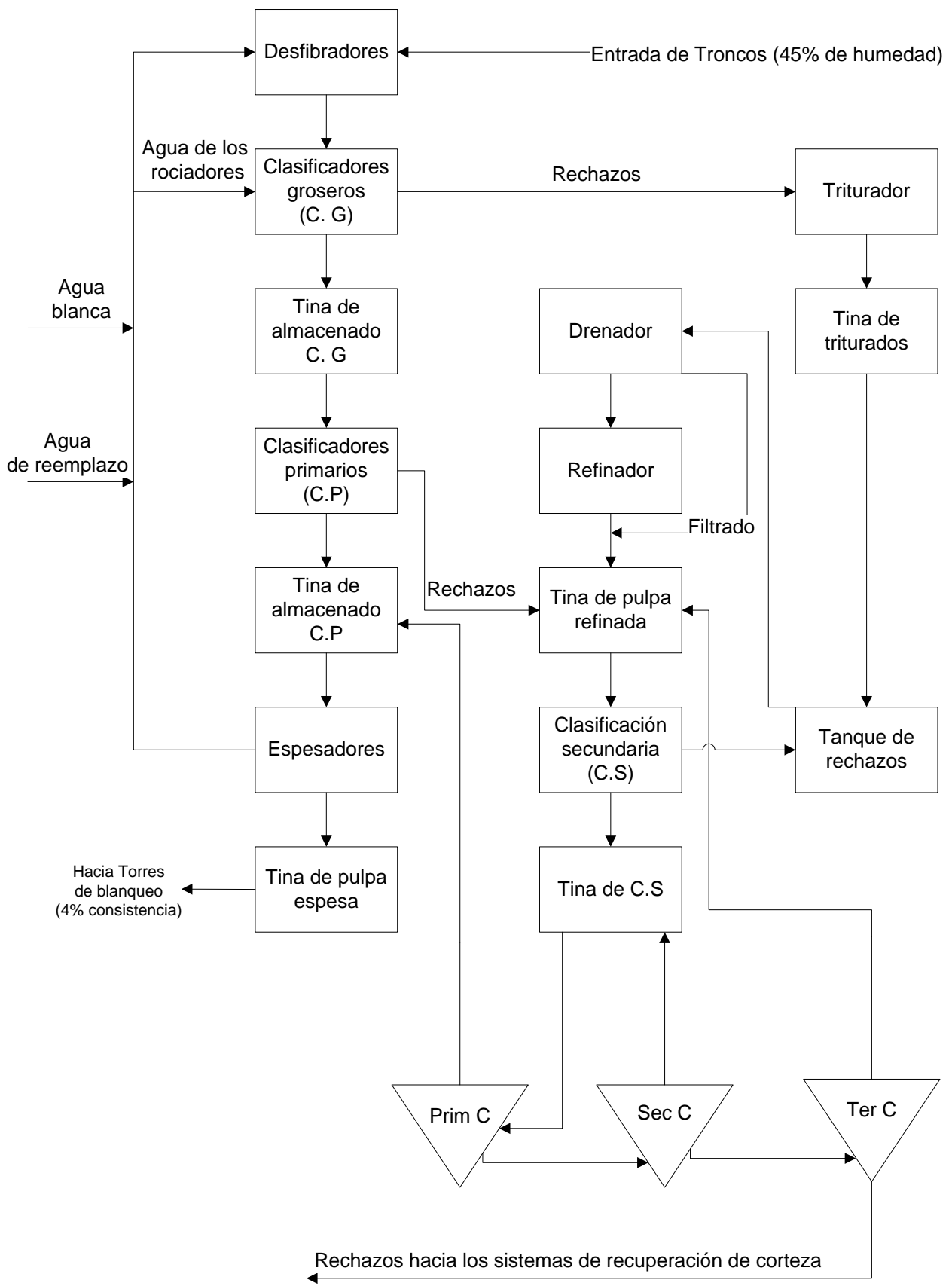


Figura 1.7. Diagrama de flujo de fabricación de pulpa mecánica.

Pulpeado químico

El objetivo del pulpeado químico es degradar y disolver la lignina, dejando la mayor parte de la celulosa y hemicelulosas en su forma intacta en las fibras. En la práctica, el pulpeado químico es capaz de eliminar la mayor parte de la lignina; también se degrada una cierta cantidad de hemicelulosa y celulosa, por lo que el rendimiento en pulpa es bajo en relación al pulpeado mecánico, usualmente entre el 40 y 50% de la madera original.

En los procesos de tipo químico, la madera se cuece o digiere en una caldera a presión (digestor). Este proceso se realiza a temperatura y presión controladas, en una solución que contiene los productos químicos adecuados. Los dos métodos principales son el proceso Kraft (alcalino) y el proceso sulfito (ácido). El proceso Kraft ha ocupado una posición dominante debido a sus ventajas en la recuperación de productos químicos y la resistencia de la pulpa, por ello a continuación se da un resumen de su proceso.

Proceso Kraft

El proceso kraft, durante la etapa de digestión, involucra la cocción de las astillas de madera en una solución de hidróxido de sodio (NaOH) y sulfuro de sodio (Na₂S). El ataque alcalino, causa una ruptura de la molécula de lignina en fragmentos más pequeños, cuyas sales de sodio son solubles en el licor de la cocción, separando así fibras puras de celulosa.

Después de la digestión, el contenido se descarga en un tanque de soplado donde las astillas ablandadas se desintegran en fibras; el vapor de revaporizado se condensa en un intercambiador de calor para proporcionar agua caliente para el lavado de la pulpa. Después, el producto se envía a filtros lavadores que operan en serie con flujo en contra corrientes, los cuales separan físicamente las fibras de la solución que las transporta que, en esta etapa, se denomina licor negro.

La pulpa obtenida se almacena en una torre de alta consistencia y luego se envía en una suspensión de agua al Fourdrinier. Hoy, la mayoría del papel se fabrica en máquinas Fourdrinier.

La secuencia de etapas en el pulpeado kraft y el proceso de recuperación del licor se muestran esquemáticamente en la Figura 1.8

El corazón de la máquina Fourdrinier es una cinta sin fin de tela metálica que se mueve horizontalmente. La pulpa acuosa cae sobre la cinta, que va circulando sobre una serie de rodillos. Una tina poco profunda situada bajo la cinta recoge la mayor parte del agua que escurre en esta etapa. Esta agua se vuelve a mezclar con la pulpa para aprovechar la fibra que contiene. La extensión de la hoja de pulpa húmeda sobre la cinta se limita mediante tiras de goma que se mueven por los lados de la cinta. Las bombas de succión situadas bajo la cinta aceleran el secado del papel y la cinta se mueve de un lado a otro para contribuir al entrelazado de las fibras. A medida que el papel avanza, pasa bajo un cilindro giratorio cubierto de tela metálica o de alambres individuales, llamado cilindro de afiligranar, que confiere al papel una textura apropiada. Además, la superficie del cilindro tiene letras o figuras trazadas con alambre que pasan al papel en forma de marcas de agua que identifican al fabricante y la calidad del papel. En los papeles fabricados a mano, las figuras de estas marcas se fijan a la superficie del molde.

Cerca del final de la máquina, la cinta pasa a través de dos rodillos cubiertos de fieltro. Estos rodillos extraen aún más agua de la tira de papel y consolidan las fibras, con lo que dan al papel suficiente resistencia para continuar pasando por la máquina sin el soporte de la cinta. La función de estos rodillos es la misma que la de los fieltros empleados en la fabricación manual. A continuación, el papel se transporta mediante una cinta de tela a través de dos grupos de cilindros de prensado de metal liso. Estos cilindros proporcionan un acabado liso a las dos superficies del papel.

Una vez prensado, el papel está totalmente formado; después se pasa por una serie de rodillos calientes que completan el secado. La siguiente etapa es el satinado, un prensado con rodillos fríos lisos que produce el acabado mecánico. Al final de la máquina Fourdrinier, el papel se corta con cuchillas giratorias y se enrolla en bobinas. La fabricación del papel se completa cortándolo en hojas, a no ser que se vaya a emplear en una imprenta continua que utilice el papel en rollos.

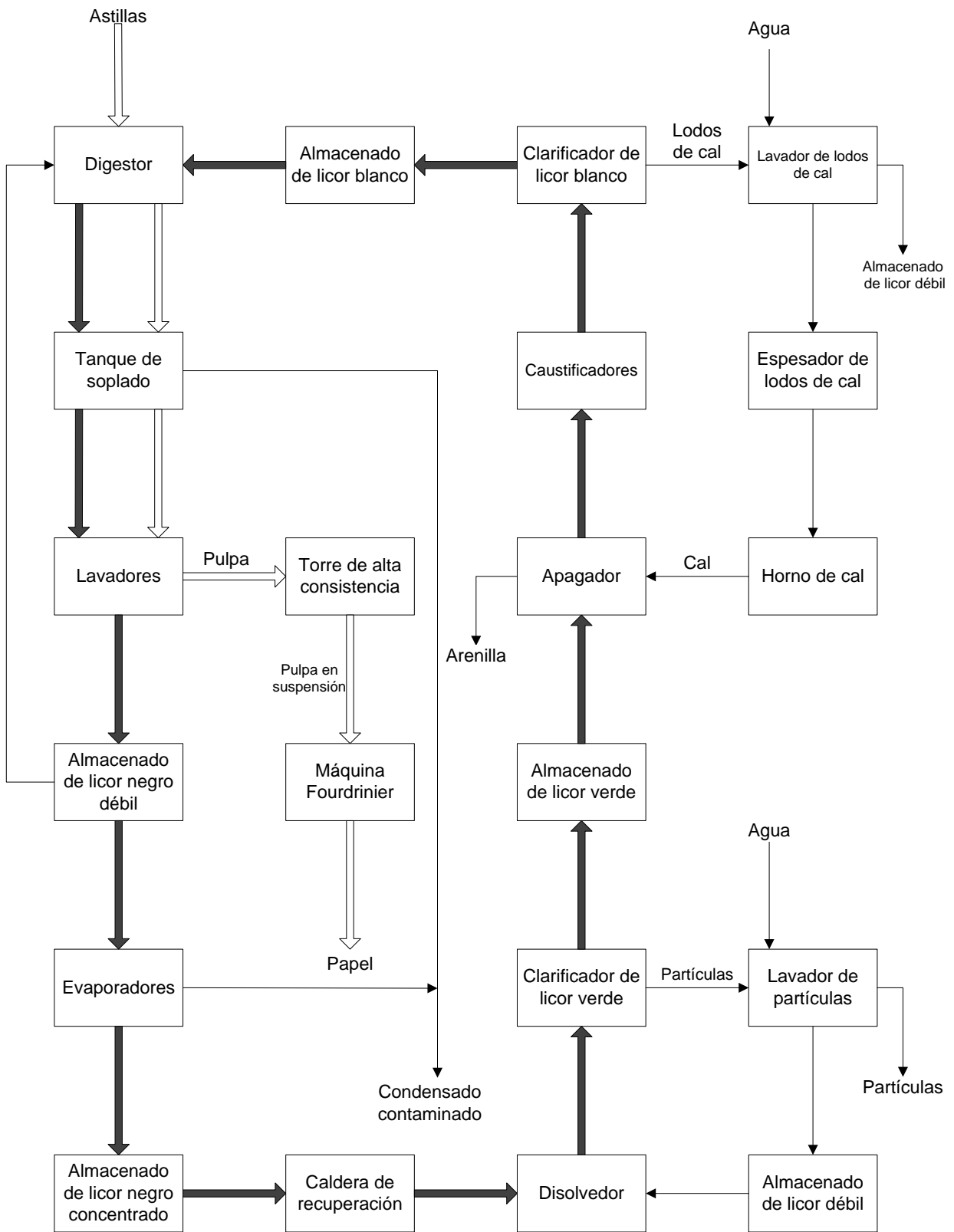


Figura 1.8. Diagrama de flujo del proceso kraft.

Las pulpas kraft producen papeles resistentes (“kraft” es la palabra sueca y alemana que significa resistente), pero la pulpa cruda tiene un color marrón oscuro. Este proceso se asocia con la emisión de gases malolientes, principalmente sulfuros orgánicos, que causan problemas de contaminación ambiental y que son repugnantes, incluso a muy bajas concentraciones (alrededor de 1 parte por billón).

Un proceso empleado con frecuencia en la actualidad utiliza como disolvente sulfato de sodio o de magnesio para mejorar la cinética de la cocción y las propiedades de la pulpa cuando se procesan coníferas, ésta es la razón por la que el proceso kraft se denomina también “proceso al sulfato”.

Comúnmente se producen varios tipos diferentes de pulpas kraft. Las calidades crudas para aplicar en el embalaje contienen más lignina que las pulpas para blanquear.

Los papeles especiales se someten a tratamientos adicionales. El papel supersatinado es sometido a un proceso posterior de satinado a alta presión entre rodillos metálicos y otros rodillos cubiertos de papel. El papel estucado, como el empleado para la reproducción fototipográfica de calidad, se apresta con arcilla o cola y se satina.

El proceso de pulpeado kraft tiene un número de ventajas importantes, evidenciadas por su uso prominente a nivel mundial. Sin embargo, el proceso también tiene algunos defectos como bajo rendimiento en la pulpa y el mal olor causado por los compuestos de azufre reducido.

Pastas a partir de papel reciclado

Reciclar papel es primordial para limitar el consumo desenfrenado de madera, disminuir considerablemente el volumen de los desechos, reducir las emisiones contaminantes y ahorrar agua y energía. A nivel mundial, la industria del papel puede consumir hasta 4,000 millones de árboles cada año, algunos de ellos procedentes de bosques primarios que no pueden sustituirse.

Es de apreciarse el justo valor de la utilización de fibras secundarias para la fabricación de papel. Toda vez que cada tonelada de papel hecho con materias primas recicladas, puede evitar el corte del equivalente de 17 a 19 árboles aptos para su uso como materia prima, el uso de energía equivalente a 2,000 litros de petróleo crudo, requiere 27,000 litros menos de agua que el papel de pulpa virgen, evita la pronta saturación de los pocos confinamientos o tiraderos de residuos sólidos existentes, toda vez que por cada tonelada de papel reciclado se libran 2.3 m³ en los rellenos sanitarios. Además, producir papel de materiales reciclados reduce en 74% la contaminación ambiental y en un 35% la contaminación del agua en comparación con el papel de pulpa virgen.⁸

Sin embargo, el papel sólo puede reciclarse al 100% entre 3 y 8 veces, según la calidad y el uso a que se destine, debido a la excesiva rotura de las fibras celulósicas. Los papeles de impresión y escritura, seguidos por el papel prensa, son los que menos pasta recuperada contienen y los cartones corrugados son los que más proporción contienen.

El papel y el cartón se recolectan, se separan, clasifican, y posteriormente se mezclan con agua para ser convertidos en pulpa. La importancia de la selección del tipo de fibra secundaria es para obtener una calidad homogénea en el papel producido, intentando en la medida de lo posible, que dichas fibras sean al menos limpias y clasificadas. La pulpa de menor calidad se utiliza para fabricar cajas de cartón. Las impurezas y algunas tintas se eliminan de la pulpa de mejor calidad para fabricar papel reciclado para impresión y escritura. En otros casos, la fibra reciclada se mezcla con pulpa nueva para elaborar productos de papel con un porcentaje de material reciclado.

El proceso de reciclado del papel, coincide con el proceso de fabricación del papel, con la diferencia de que la materia prima empleada es el residuo de papel. Figura 1.9.

Una vez recolectado el papel a ser reciclado, éste es destinado a una industria encargada de realizar el proceso de reciclaje. Uno de los primeros pasos consta de separar las fibras vegetales de las impurezas (metales, alambres).

⁸ CNICP. Op. Cit.

En una batidora industrial se mezcla el papel trozado con agua templada, se calienta y se tritura hasta conseguir una pasta.

Como se mencionó anteriormente, se separan las impurezas y, si el papel está impreso y la pulpa terminada debe ser equivalente a la pulpa virgen, debe destintarse y blanquearse nuevamente. Existen diferentes alternativas de blanqueo, las más contaminantes incluyen el uso de cloro, pero hay otras formas menos agresivas de lograr un papel medianamente blanco⁹, como el uso de aditivos para favorecer el desprendimiento y la posterior flotación de las tintas por inyección de aire, como son: el peróxido de hidrógeno que se complementa con hidróxido de sodio, silicato de sodio y algunos agentes quelantes. También pueden usarse el oxígeno y el ozono.

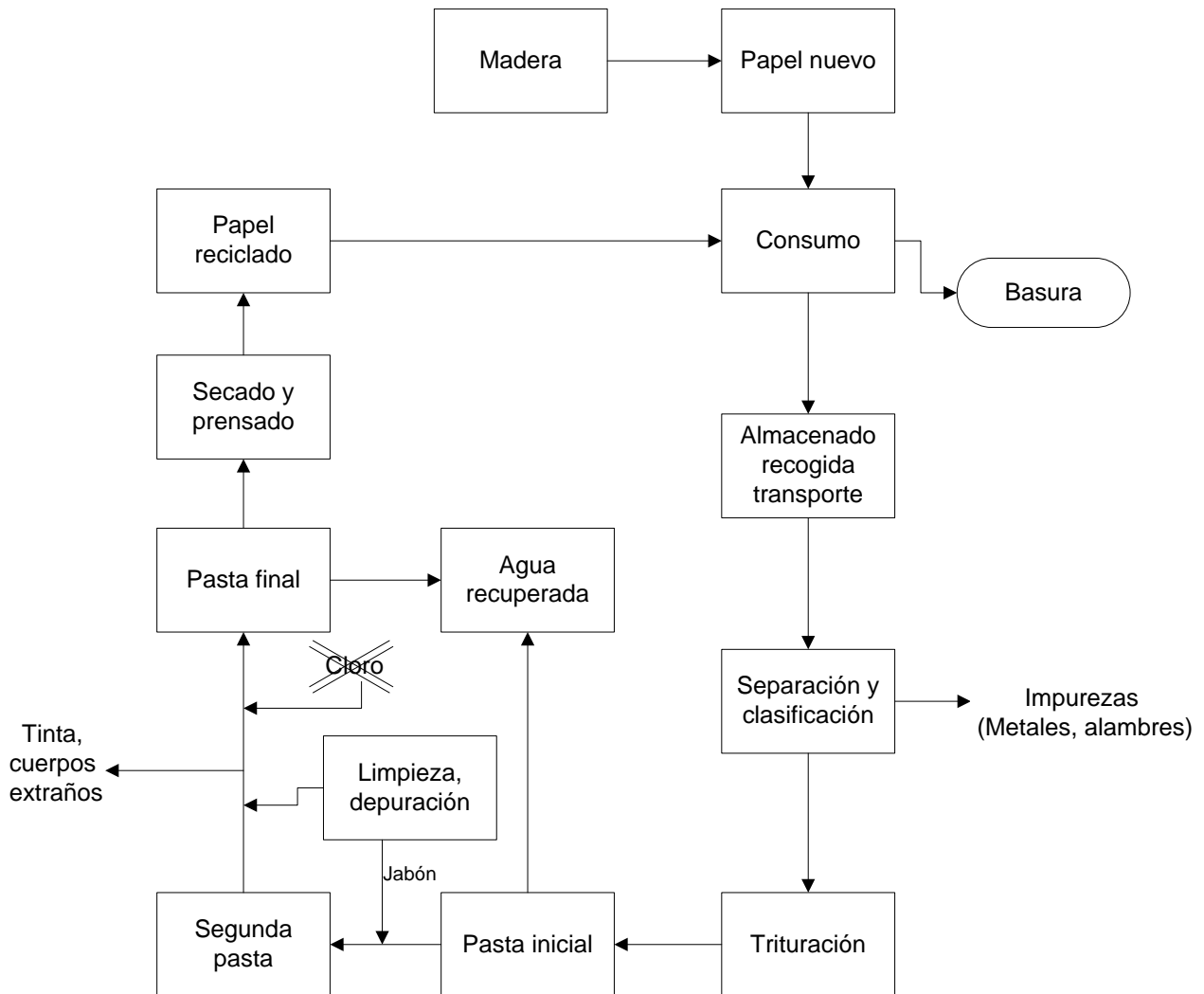


Figura 1.9. Proceso que sufre el desecho de papel incorporado a la producción de papel reciclado.

⁹ Anónimo. "Proceso de reciclaje de papel" [en línea]. Agosto de 2008. <<http://www.ecologismo.com/2008/08/04/proceso-de-reciclaje-de-papel/>> [Consulta: Mayo 2009]

La última etapa es la formación de la hoja de papel. La pasta es alimentada y depositada sobre la tela de la maquinaria, eliminando el agua en las prensas y la zona de secado (debe reducirse entre el 99% y 99.5% del agua para producir una hoja que contenga menos del 6% de agua). Finalmente pasa por unos rodillos que proporcionan el acabado superficial idóneo en cada caso.

La filosofía productiva debe ser la fabricación de papel reciclado de calidad equivalente al papel elaborado con pasta virgen, mediante la aplicación de un proceso que, desde su inicio hasta el fin, produzca el menor impacto ambiental posible. Un método de producción de papel reciclado que se precie de serlo, debe evitar el blanqueo de la pasta con procesos químicos, por lo tanto, el color blanco de la hoja final, debe ser el color natural de la pasta una vez preparada.

Si bien en algunos ámbitos se argumenta contra el papel reciclado alegando que éste tiene una calidad menor que el papel virgen, en los últimos años se han desarrollado tecnologías para fabricar diversas variedades de papel reciclado de alta calidad, haciendo difícil su identificación del papel fabricado de fibras vírgenes. Para ello, es necesaria una buena clasificación de los desechos de papel, de manera que hay que mantener el papel de impresión y blanco separado del resto.

1.2.4 Papel reciclado de forma casera

La elaboración del papel reciclado de forma casera consta de las mismas etapas que el proceso de fabricación de papel reciclado industrialmente.

Refinado

La pasta se refina para desfibrar y cortar las fibras a fin de adaptarlas al tipo de papel deseado. De este proceso depende el grado de resistencia que tendrá el papel al doblado, reventado y rasgado.

Encolado

En esta etapa, se le añade cola al papel, para evitar que se corra la tinta al imprimir o escribir sobre él. De este proceso depende el grado de permeabilidad. El encolado se puede realizar en dos momentos:

- En masa: se realiza en el momento en el que se prepara la pulpa.
- En superficie: cuando el papel esta casi seco.

El encolado consiste en la adición de productos hidrófobos (como colas de resina, gelatina, colas reforzadas y productos fijantes como sulfato de alúmina).

Cargas

Son productos que contribuyen a darle cuerpo al papel, además de contribuir sustancialmente a conseguir otras características como: disminuir el brillo, aumentar la resistencia mecánica, aumentar su poder de relleno, entre otros.

Como las cargas son más baratas que la celulosa, disminuye el precio del papel. Los productos de carga rellenan todos los vacíos existentes entre las fibras, con lo cual el papel adquiere una superficie uniforme, al mismo tiempo que se ablanda, reducen su transparencia y mejoran las condiciones para la impresión.

La blancura del papel, su brillo u opacidad, dependen de la clase de producto de carga. Los polvos finos, por ejemplo, producen mayores opacidades y una blancura más elevada.

Las cargas son productos que dan cuerpo al papel que no posee mucha celulosa, como es el caso del papel reciclado.

Pigmentos

Al igual que las cargas, rellenan los huecos del papel dando más opacidad y blancura. se diferencian de éstas por el modo en que se aplican y porque las partículas son más pequeñas. Los pigmentos se aplican en la superficie y las cargas en masa.

Coloración

Se le añaden a la pasta sustancias colorantes de naturaleza mineral u orgánica (según el tipo de papel). Los colores obtenidos de sustancias minerales son más resistentes a la luz que los derivados orgánicos.

Se puede añadir el color en masa (en las mezcladoras) o en algunos tipos de papel se efectúa cuando se forma la hoja en la máquina continua.

Agente de Blanqueo Óptico (A.B.O.)

El agente de blanqueo óptico se utiliza para dar un efecto visual de mayor blancura al papel. Es el responsable de que se vea ese brillo azulado cuando el papel está bajo una luz ultravioleta.

Ligantes

Debido al carácter orgánico de las fibras y el carácter inorgánico de algunos aditivos (cargas, pigmentos, entre otros) se necesitan los ligantes para poder unirlos entre sí. Éstos crean unos "puentes" que unen los aditivos entre sí y después los unen a la fibra. Los más utilizados son:

- Almidón
- Latex
- Alcohol polivinílico

Proceso de producción de papel reciclado de forma casera

A continuación se muestra el proceso de producción de papel reciclado de forma casera utilizado para realizar el modelo del cual se obtuvieron las muestras que se analizaron y trataron en esta tesis.

Material y Equipo

- 2 Pedazos de Filtro de lana de 21 x 28.5 cm.
- 1 Bastidor de madera con malla de plástico con abertura de 3 mm.
- 1 Licuadora.
- 1 Cubeta de plástico con capacidad de 4 litros.
- 1 Envase plástico de 1 L.
- 1 Recipiente de boca ancha con volumen entre 0.5 y 1L.
- 20 Hojas de papel, tamaño carta.*
- 1 Probeta 10 ml.
- 10 ml de pegamento blanco.
- 4 L de agua limpia.
- 1 Cuchara grande de plástico.
- Molde de madera de 21.5 x 29 cm, se elaboró especialmente para esta tesis, con la finalidad de obtener hojas de papel de tamaño similar al carta (21.6 x 27.9 cm.) Ver Figura 1.10 a.
- Tabla de madera de 21.5 x 29 cm. Ver Figura 1.10 b
- 1 Charola, del tamaño del marco y con profundidad entre 15 y 20 cm.



Figura 1.10. Molde de madera elaborado

*NOTA: En este caso en particular el papel de desecho con el que se trabajó fue con papel blanco de oficina (para imprimir y escribir). La importancia de la selección del tipo de papel utilizado fue para obtener una calidad homogénea en el papel producido, intentando en la medida de lo posible, que el papel de desecho estuviera limpio.

Procedimiento

1. Cortar con los dedos el papel en pedazos pequeños de 2 a 3 cm y se dejan remojar dentro de la cubeta con agua en aprox. 1lt de agua durante mínimo 2 hrs, moviendo constantemente con la ayuda de la cuchara.
2. Una vez que ha quedado bien remojado, se coloca una cuarta parte del papel en el vaso de la licuadora, se agregan 2.5 ml de pegamento blanco, abundante agua (debe haber en el vaso de la licuadora más agua que papel) y se licúa a baja velocidad, durante aproximadamente 30 segundos, hasta formar una mezcla homogénea.
3. La mezcla se vacía en la cubeta y se repite el paso 2 hasta haber licuado toda la pasta.
4. Agregar en la cubeta el volumen de agua faltante para completar 4 litros.
5. Mezclar con la cuchara de plástico.
6. El bastidor se coloca sobre la charola y encima se vierte una porción de la mezcla.
7. Una vez que la pulpa que se encontraba en la cubeta está sobre la malla del marco, exprimir un poco presionando la pulpa contra la malla del marco
8. Colocar la pulpa sobre un trozo de fieltro y levantar el marco.
9. Colocar otro trozo de fieltro del otro lado.
10. Con ayuda de la tabla, y el marco de madera se presan las hojas, se coloca el marco en la parte inferior y la tabla en la superior. Colocar un gran peso sobre la tabla para exprimir la hoja.*
11. Después de exprimir se saca con cuidado la hoja y se deja secar al sol sobre dos postes, de manera que se pueda airear por ambos lados
12. Una vez seca, se desprende la hoja con cuidado.
13. La mezcla de la charola se vierte al recipiente y ya vacía se coloca de nuevo el bastidor sobre la charola, repitiendo el paso 6, hasta terminar la mezcla.

*NOTA: Como la finalidad del proceso es la obtención de la muestra de agua, se colocó el marco de madera sobre la charola para así recoger el agua que escurría por los hoyos (previamente hechos en el marco para este fin, ver figura 1.11) al exprimir las hojas,

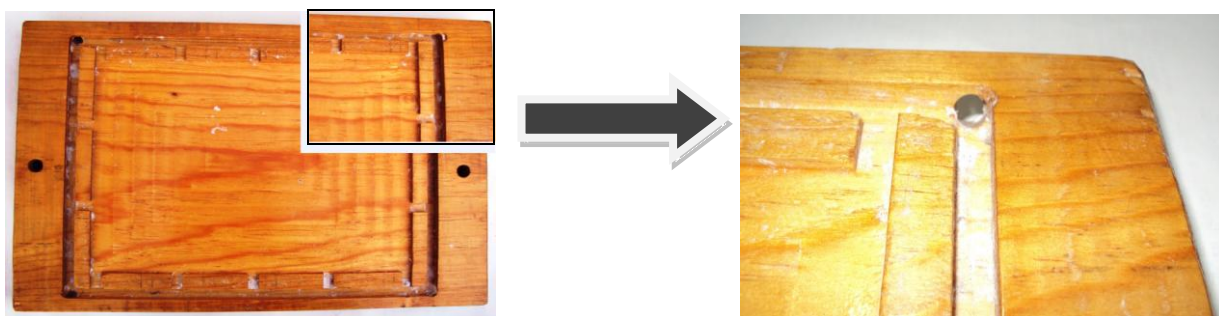


Figura 1.11 El marco de madera contaba con canaletas que dirigían el agua a 2 hoyos por donde se recogía el agua que escurría durante el exprimido.

En el procedimiento utilizado, no se realizó ningún proceso de blanqueado de la hoja ya que como se mencionó en el proceso de producción de papel reciclado, un método de producción de papel reciclado que se precie de serlo, debe evitar el blanqueo de la pasta mediante productos químicos. A pesar de esto, la hoja resultante fue bastante blanca.

Una de las principales desventajas de este proceso de producción es que al realizarse en industrias relativamente pequeñas, las aguas residuales que se producen no reciben ningún tipo de tratamiento siendo desechadas directamente en el drenaje pudiendo incluso incumplir la NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, y sobrepasando por mucho los valores establecidos en la NOM-001-ECOL-1996.

Usos del papel reciclado

El papel producido de esta manera puede utilizarse para realizar dibujos con acuarela, crayones, pinturas de aceite u otras.

Además, a continuación se muestra una pequeña lista de las posibles manualidades elaboradas con el papel reciclado:

- Libretas.
- Tarjetas.
- Agendas.

- Folders.
- Porta retratos.
- Cajas.
- Sobres.
- Álbumes fotográficos.
- Manteles.
- Figuras de papel reciclado.
- Entre otros, que además bien pueden adornarse con flores secas y semillas.

1.2.5 Efluentes producidos por la industria papelera

La industria papelera genera 2 tipos de impacto ambiental:

Impactos indirectos:

- Pérdida de biodiversidad: Por sustitución de bosque nativo por especies rentables en la producción de celulosa (pino - álamo).

Impactos directos:

Dentro de los impactos directos consideraremos, además de la deforestación causada por el mal uso de los bosques para proveer materia prima para celulosa, la contaminación a partir de emisiones gaseosas, efluentes líquidos y residuos sólidos o lodos como son:

- Emisiones gaseosas: los compuestos orgánicos volátiles e inorgánicos más importantes son: dióxido de carbono (CO₂), dióxido de azufre (SO₂), gases sulfurados, tales como ácido sulfhídrico, metil mercaptano, sulfuro de dimetilo y disulfuro de dimetilo, así como cloroformo en algunos casos. El contenido de tales compuestos se expresa como azufre total reducido (TRS).

- Efluentes líquidos: licor negro resultante de la cocción de la madera (compuesto por soda cáustica y sulfuro de sodio con lignina y otras sustancias solubles separadas de las fibras de madera), restos de celulosa, resinas ácidas altamente tóxicas, compuestos blanqueadores organoclorados (medidos como AOX) e incluso pequeñas concentraciones de metales procedentes de madera almacenada, compuestos nitrogenados o fosforados y en ocasiones sustancias coloreadas.
- Residuos sólidos: lodos de planta de tratamiento (incluyen a las dioxinas y otras toxinas), purgas de las calderas, rechazos de pulpa y nudos de la madera, cenizas procedentes de la combustión del fuel-oil o residuos orgánicos

Efluentes líquidos

La manufactura del papel requiere de grandes volúmenes de agua. Por ello, desde sus inicios la industria se ha localizado a lo largo de los ríos más importantes; incluso en las primeras plantas también se usaba el agua para obtener energía hidráulica. Muchas plantas modernas se localizan en el mismo lugar que ocupaban estas primeras plantas y continúan usando la energía hidráulica para la operación de molinos o turbinas.

El agua requerida por una planta moderna de papel varía considerablemente según el proceso de preparación de la pulpa, la disponibilidad del agua, la secuencia de blanqueado y las restricciones para la descarga del agua de desecho.

El gran consumo de agua en esta industria se debe a que la pulpa es lavada con ella en varios puntos del proceso y a que el agua es usada para transportar las fibras de pulpa desde su producción inicial a través de varias operaciones de refinación y finalmente a las máquinas de papel, donde puede introducirse al alambre de formación a una concentración de lechada que es 99% agua y 1% fibra.

El proceso de descortezado en húmedo, produce aguas que contienen nutrientes, fibras y compuestos como resinas y ácidos grasos que consumen oxígeno y que resultan tóxicos para la vida acuática.

El proceso de fabricación de papel requiere el uso de grandes cantidades de químicos disolventes de la lignina y de los residuos de la pulpa o la tinta del papel reciclado haciéndolo palidecer. Entre los derivados de la fabricación de papel se incluye a las dioxinas y otras toxinas que son parte del “lodo” producido.

Los condensados procedentes de vapores del proceso de cocción y evaporación están constituidos básicamente por metanol, etanol, ácidos orgánicos derivados del azufre (TRS), trementina (solo en caso de usar coníferas) y en menor cantidad terpenos, fenoles, ácidos resínicos y ácidos grasos, así como compuestos nitrogenados. En el proceso de producción de pastas químicas, el volumen de condensados contaminados oscila entre 8 y 10 m³/TM de pasta, con una carga contaminada de 2 a 8 kg DQO/TM.

El efluente líquido de los procesos de fabricación de celulosa y papel es una mezcla de reactivos químicos empleados en la digestión de la madera, fibras celulósicas, lignina disuelta y otros componentes resultantes del proceso.

La planta de blanqueo es el área donde hay mayor descarga contaminante de las fábricas de pasta. El volumen y concentración de la carga depende principalmente del tipo de madera, del contenido en lignina, las pérdidas en el lavado de blanqueo, entre otros. Así pues, el volumen de agua consumido en las plantas de blanqueo oscila entre 20 - 40 m³/TM. En los últimos años, se ha sustituido el cloro elemental tradicionalmente utilizado como agente de blanqueo por otros productos químicos como son el dióxido de cloro, peróxido de hidrógeno, ozono y oxígeno, que además de generar menor cantidad de AOX, favorecen a un mayor aprovechamiento de los filtrados de la planta de blanqueo con reducción del consumo de agua y el cierre de los ciclos de producción.

Dependiendo de la capacidad de producción, la variedad de los productos y el grado de modernización de las instalaciones, el caudal diario de un efluente de una fábrica puede alcanzar hasta 100 m³. Cuando los efluentes son vertidos en los ríos o directamente al mar, los contaminan con sustancias en suspensión que al ser degradadas por microorganismos crean una alta demanda de oxígeno biológico, y contaminarán hasta ser

depositadas por procesos naturales o diluidas, hasta alcanzar concentraciones no nocivas a la flora y fauna acuáticas.

Sin embargo, el factor que hace rentable este tipo de procesos es la regeneración de los productos químicos involucrados. Se inicia con la recuperación de los licores negros en la etapa de lavado, se concentra en evaporadores y sobre concentradores y se quema en las calderas recuperadoras.

El licor negro es usado como combustible aprovechando su poder calorífico, siendo recuperada la materia inorgánica en un estanque disolvedor.

En el caso de obtención de pasta a partir de papel reciclado, la contaminación del agua se produce en las operaciones de depuración, destintado (en su caso) y recuperación de las fibras (es en este último donde entran los aditivos químicos, que si bien mejoran la eficiencia de la producción y la calidad pueden contaminar los vertidos). Estas aguas son vertidas al drenaje después de un tratamiento previo.

Efectos de los efluentes producidos por la industria papelera

El impacto de los elementos descargados en efluentes es variable, dependiendo de las características del cuerpo receptor y de la concentración de los diferentes sólidos y compuestos orgánicos que componen los líquidos residuales industriales (RIL). Los parámetros físicos que se consideran necesarios para identificar las cargas que van a los desagües son: pH, color, temperatura, conductividad eléctrica, sólidos en suspensión, sedimentables y volátiles.

Algunos de los componentes orgánicos del efluente son biodegradables (azúcares, celulosa) mientras que otros son difícilmente degradables (lignina), siendo estos responsables del color oscuro del efluente. Esta característica disminuye la capacidad fotosintética de las comunidades acuáticas, al bloquear la transmisión de la luz de las

aguas receptoras elevando la DBO. También aparecen reactivos clorados del proceso de blanqueo, metales pesados derivados de los aditivos y de la corrosión de los equipos.

El aumento de temperatura de las aguas produce alteraciones en las características químicas, físicas y biológicas tales como la pérdida de solubilidad del oxígeno disuelto, desarrollo de bacterias anaeróbicas y aumento de la DBO, este último debido a que los procesos de oxidación aerobia de la materia orgánica se aceleran con la temperatura, es decir que conforme la temperatura del agua aumenta, se acelera la descomposición bacterial.¹⁰

En tanto, la toxicidad crónica está relacionada con cloro. Ante la ineficiencia de las poblaciones bacterianas para degradar los organoclorados de alto peso molecular, la actividad fúngica sería el único medio natural conocido para realizarlo.

1.2.6 Tratamiento de aguas de la industria papelera

Como se mencionó en la sección 1.2.5, la industria papelera contamina no solo el agua, sino también el aire y el suelo; sin embargo, continuando con el tema principal de esta tesis, solo se analizará lo que estas industrias hacen al respecto para evitar su contaminación del agua.

En general, esta industria tiende a moverse hacia procesos integrados donde las emisiones resultan severamente disminuidas, debido a que las fases de cocción y blanqueo tienen lugar en un sistema virtualmente cerrado, donde el cloro y la sosa son recicladas. Al tratar y reciclar los efluentes dentro del proceso es posible reducir la cantidad de agua empleada y las descargas tóxicas.

Estas medidas deben complementarse con la ubicación de la planta, puesto que ello incidirá en el impacto ambiental producido. Entre otros factores, deberán ser considerados la naturaleza de los medios receptores, cercanía de los centros poblacionales y de las

¹⁰ Stevens Institute of Technology, CIESE. "Demanda Biológica de Oxígeno" [en línea]. 2006. <<http://www.k12science.org/curriculum/dipproj2/es/fieldbook/dbo.shtml>> [Consulta: Diciembre 2009]

otras industrias, condiciones atmosféricas (inversiones térmicas y lluvias), disponibilidad de agua y materias primas.

Las características de los vertidos procedentes de la fabricación de papel y celulosa dependen del proceso de fabricación seleccionado, lo que conduce a diversas problemáticas particulares para cada tipo de papel en concreto, sin embargo, comúnmente en el tratamiento de efluentes de una planta de celulosa lo más importante es reducir los sólidos en suspensión, la DBO, la DQO, el color y la toxicidad.

Muchas industrias, entre ellas las de producción de pastas a partir de papel recuperado, emplean el tratamiento biológico, ya sea aeróbico o anaeróbico, de sus efluentes. Los primeros degradan las cloroligninas de alto peso molecular y la fracción de bajo peso molecular es removida por procesos anaeróbicos. En estos procesos se han utilizado diversos grupos fúngicos que decoloran y, al mismo tiempo, reducen drásticamente el cloro orgánico total (TOCL). Estos se aplican directamente después de la decantación de los sólidos. Un ejemplo de esto es el proceso MYCOR (Mycelial color removal), desarrollado hace algunos años. Su innovación más importante consiste en un reactor RBC (Rotating Biological Contactor) en el cual el hongo *Phanerochaete chrysosporium* se adhiere y crece en la superficie de varios discos, formando una extensa masa de micelios. Estos discos están parcialmente sumergidos en un tanque con aguas de efluente y la rotación expone sucesivamente los micelios a los líquidos y al O₂ atmosférico. El proceso es capaz de eliminar un 50% de la DBO, un 80% del color y un 70% de toxicidad (TOCL) cuando se aplica al licor de la primera extracción alcalina. Las ventajas de este tipo de biorreactor son su capacidad para resistir cargas altas de contaminantes, su corto proceso de retención de alrededor de 24 horas, la gran capacidad de adherencia de los discos para retener las esporas de los hongos, su construcción y operaciones simples en general.

El proceso de lodos activados es la técnica dominante en el tratamiento del agua residual de una fábrica de pasta mecánica. Existen diferentes combinaciones del mismo según se empleen una o dos etapas y la adición de oxígeno puro en una o en ambas. Con esta

técnica se consiguen generalmente un 90% de reducción del DBO dependiendo del tipo de efluente y condiciones de operación.

En la mayor parte de las plantas de pastas químicas, el agua de descarga lleva desperdicios de la limpieza de la pulpa, licor de tratamiento, sedimentos del área de recuperación de productos químicos, materiales extraídos de la pulpa durante el blanqueado, aditivos y relleno que no haya sido retenido por la hoja. Debido a esto, la DBO de los desechos combinados es del orden de 100-300 mg/L, mientras que los valores de sólidos suspendidos pueden ser tan pequeños como el 50% de los valores de DBO. Debido a que esto es similar a la carga de una planta de aguas negras municipales, el tipo de instalación de tratamiento de desechos en una planta de celulosa y papel es similar a este. Un ejemplo de estas sería una planta donde los clarificadores primarios manejan solo los desechos con más de 50 mg/l de sólidos suspendidos. Después de clarificar estos desechos, el efluente se combina con los caudales restantes con baja concentración de sólidos y se trata en una planta de aireación extendida para efectuar reducción biológica de sólidos orgánicos. El desecho se procesa entonces a través de un clarificador final para ser descargado al agua receptora.

El diseño de un sistema de tratamiento de aguas para una industria requiere de meses de estudio en planta piloto para determinar el intervalo de concentraciones de desechos que puede esperarse, evaluar el sistema de aireación extendida bajo un amplio intervalo de valores de temperatura y pH, así como un estudio de los procedimientos óptimos para la desecación y disposición de los lodos de desecho.

Como medidas específicas de tratamiento y depuración de los vertidos líquidos de la fabricación de papel podemos relacionar:

- Tratamiento del efluente de agua por medio de depósitos homogeneizadores y tratamiento primario: Estas medidas son consideradas buenas prácticas y van encaminadas al asentamiento de sólidos.

El tratamiento primario de aguas residuales sirve generalmente para reducir aceites, grasas, arenas y sólidos gruesos.

Entre las operaciones que se utilizan en los tratamientos primarios de aguas contaminadas están: la filtración, la sedimentación, la flotación, la separación de aceites y la neutralización.

Un ejemplo de tratamiento primario sería hacer pasar al agua contaminada a través de una criba de barras para separar los objetos de mayor tamaño. Luego pasan las aguas a un tanque de sedimentación donde fluye lentamente para que sedimenten las piedras, arena y otros objetos pesados. De éste tanque las aguas pasan a otro grande llamado de asentamiento, en donde se sedimentan los sólidos en suspensión (quedan como lodos en el fondo del tanque) y, los aceites y las grasas flotan en forma de nata o espuma.

Después de este proceso, el agua que queda entre el lodo y la nata se escurre o libera al ambiente o se le da un tratamiento terciario con cloro (proceso de cloración) para matarle las bacterias antes de ser arrojadas al ambiente o se hace pasar al tratamiento secundario.

- Tratamiento secundario o biológico: Hay diferentes tratamientos posibles que proporcionan buenos resultados para reducir cargas orgánicas; la elección depende de la materia prima utilizada (papeles gráficos o de embalaje).

El tratamiento secundario es el tratamiento biológico de la materia orgánica disuelta presente en el agua residual, transformándola en sólidos suspendidos que se eliminan fácilmente.

Entre algunas de las operaciones que se utilizan en el tratamiento secundario de las aguas contaminadas están: el proceso de lodos activados, aireación extendida, reactores biológicos de membrana, lagunaje y el tratamiento anaeróbico.

Un tratamiento secundario se puede representar de la siguiente manera: después de la sedimentación, el agua pasa a un tanque de aireación en donde se lleva a cabo el proceso de degradación de la materia orgánica y posteriormente pasa a un segundo tanque de sedimentación, de ahí al tanque de desinfección por cloro y después se descarga para su reutilización.

- Tratamiento terciario: son pasos adicionales como lagunas, microfiltración, la coagulación y precipitación, la adsorción por carbón activado, el intercambio iónico, la ósmosis inversa, la electrodiálisis, la remoción de nutrientes, la cloración y la ozonización o desinfección.

A cualquier tratamiento de las aguas negras que se realiza después de la etapa secundaria se le llama tratamiento terciario y en este, se busca eliminar los contaminantes orgánicos, los nutrientes como los iones fosfato y nitrato o cualquier exceso de sales minerales. En el tratamiento terciario de aguas negras de desecho se pretende que sea lo más pura posible antes de ser arrojadas al medio ambiente.

Dentro de los tratamientos terciarios hay dos comúnmente usados en la industria papelera que son: el pre-tratamiento separado de las aguas del proceso de blanqueado, donde en los casos en los que no se pueden recuperar y reutilizar las salsas para blanqueado mediante el uso de membranas de filtrado, este efluente debe ser tratado con agentes floculantes; y el reciclado de las aguas del proceso de blanqueado, donde se aplica la ultrafiltración para recuperar efluentes de blanqueado disminuyendo los residuos sólidos.

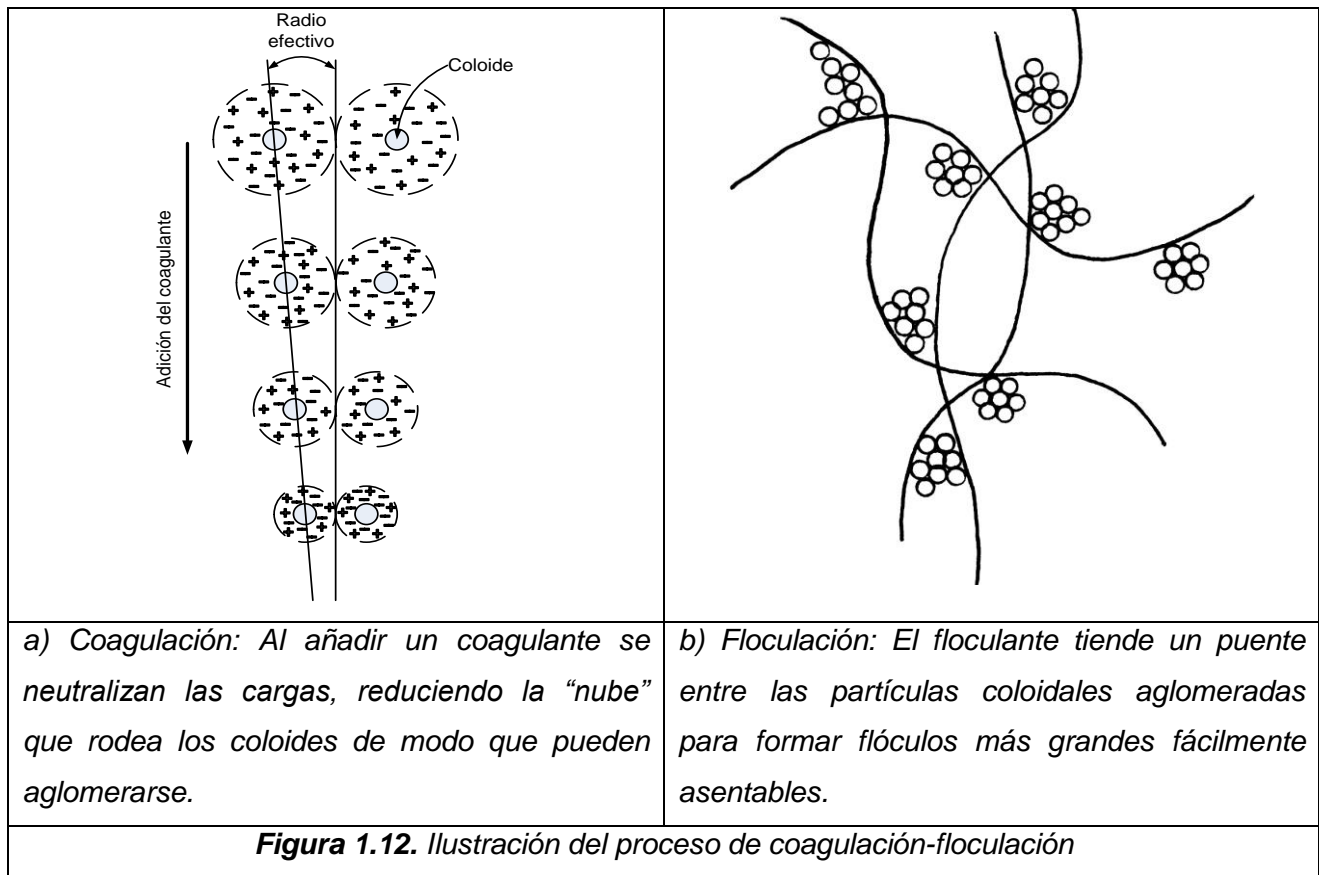
1.3 Proceso de Clarificación mediante coagulación – floculación

La clarificación es el proceso por el cual se remueven partículas suspendidas del agua turbia para hacerla clara (baja turbidez y color). Se subdivide en coagulación, floculación y sedimentación y/o filtración.

Los procesos de coagulación y de floculación se usan para extraer del agua los sólidos que en ella se encuentran suspendidos siempre que su velocidad natural de asentamiento sea demasiado baja para proporcionar clarificación efectiva. La clarificación del agua, el ablandamiento con cal, el espesamiento de lodo y el desecamiento dependen de una correcta aplicación de las teorías de coagulación y floculación para que puedan efectuarse con éxito.

Tomando como ejemplo la clarificación de agua superficial, el agua cruda turbia contiene material suspendido, tanto sólidos que pueden asentarse muy rápidamente y partículas lo bastante grandes que se asientan en reposo, como sólidos dispersados que no se asientan con facilidad. Una parte considerable de estos sólidos que no se asientan pueden ser coloides. Cada partícula se encuentra estabilizada por cargas eléctricas negativas sobre su superficie, haciendo que se repelan partículas vecinas, como se repelen dos polos magnéticos, ya que esto impide el choque de las partículas y que formen así masas mayores, llamados flóculos, las partículas no se asientan. La coagulación desestabiliza estos coloides al neutralizar las fuerzas que los mantienen separados. Esto se logra, por lo general, añadiendo sustancias químicas llamadas coagulantes y aplicando energía de mezclado. Las sustancias químicas de uso común son las sales de aluminio, las sales de hierro y los polielectrolitos.

La figura 1.12 muestra cómo estas sustancias químicas cancelan las cargas eléctricas sobre la superficie del coloide, permitiendo que las partículas coloidales se aglomeren formando flóculos. Estos flóculos, inicialmente pequeños, crecen al juntarse aglomerados mayores que son capaces de asentarse. El proceso de desestabilización es la coagulación (neutralización) y la etapa de formación de flóculos es la floculación.



Los términos coagulación y floculación son con frecuencia intercambiados; sin embargo, cuando se les considera como dos mecanismos distintos pueden conducir a un mejor entendimiento de la clarificación y la desecación.

1.3.1 Coagulación

Las especies coloidales halladas en agua cruda y en agua de desecho incluyen arcillas, sílice, hierro y otros metales pesados, color y sólidos orgánicos, así como residuos de organismos muertos. Los coloides también pueden producirse en los procesos de precipitación, como el ablandamiento con cal. El aceite en agua de desecho es con frecuencia del tipo coloidal.

Entre la gran variedad de materiales coloidales en el agua, se debe tomar en cuenta el tamaño de las partículas, ya que este afecta la tendencia al asentamiento en agua en

reposo. Los coloides siempre necesitan coagularse para alcanzar un tamaño efectivo y una rapidez de asentamiento; pero aun partículas mayores, que no son realmente coloidales y que se asentarían si se les diera un tiempo suficiente, requieren de la coagulación para formar un flóculo mayor que se asiente con mayor rapidez.

Cuando en una planta de tratamiento no se dispone de tiempo suficiente para extraer los sólidos suspendidos, la coagulación y la floculación pueden provocar su crecimiento y asentarse con la suficiente rapidez para superar las limitaciones del diseño de la planta.

Los coloides se clasifican en hidrofóbicos (repelidos por el agua) e hidrofílicos (afines al agua). Los coloides hidrofóbicos no reaccionan con el agua; la mayor parte de las cerámicas naturales son hidrofóbicas. Los coloides hidrofílicos reaccionan con el agua; las sustancias que producen el color son hidrofílicas. De importancia en el tratamiento del agua es que los coloides hidrofílicos pueden reaccionar químicamente con el coagulante usado en el proceso de tratamiento. Así, los coloides hidrofílicos requieren mayor cantidad de coagulante que los hidrofóbicos, que no reaccionan químicamente con el coagulante.

1.3.2 Fuerzas coloidales

Diversas teorías han sido formuladas para describir la partícula coloidal y las fuerzas que la rodean. Prácticamente, todo lo que se necesita para definir al sistema coloidal es la determinación de la naturaleza y la magnitud de la carga de la partícula. La magnitud de la carga de la partícula, ilustrada por la capa en la figura 1.12 rodea al coloide, determina lo cerca que pueden aproximarse los coloides.

El potencial zeta es una medida de esta fuerza. Para coloides en fuentes de agua natural con un pH de 5 a 8, el potencial zeta se encuentra entre -14 y -30 milivolts; cuanto más negativo sea el número, tanto mayor será la carga de la partícula. A medida que disminuye el potencial zeta, las partículas pueden aproximarse cada vez más aumentando la posibilidad de una colisión. En un sistema convencional de clarificación con un pH de 6 a 8, los coagulantes proporcionan cargas positivas para reducir la magnitud del potencial

zeta. La coagulación se presenta de ordinario a un potencial zeta que es aun ligeramente negativo, de manera que generalmente no se requiere que la carga sea neutralizada por completo. Si se añade demasiado coagulante, la superficie de la partícula se cargará positivamente (un potencial zeta positivo), y la partícula volverá a dispersarse. Pueden necesitarse coagulantes en sistemas de tratamiento de agua con pH alto, como es el caso del ablandamiento con cal. Las partículas de carbonato de calcio también portan una carga negativa y pueden ser útiles coagulantes catiónicos para reducir la dureza residual coloidal. El hidróxido de magnesio, por otro lado, porta una carga positiva hasta que el pH es mayor a 11; así, en los procesos de ablandamiento con cal y cal-carbonato, en los que se precipitan tanto CaCO_3 como $\text{Mg}(\text{OH})_2$, se coprecipitan las partículas de carga opuesta. Esta coprecipitación produjo, en periodos geológicos pasados, el mineral dolomita, $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$.

El potencial zeta se determina indirectamente de los datos obtenidos al observar en el microscopio los movimientos de las partículas. Las medidas del potencial zeta se han empleado con éxito para controlar las dosis de coagulantes en las plantas. Sin embargo, las lecturas del potencial zeta, por si solas no son confiables para seleccionar el mejor coagulante. Los resultados obtenidos en las pruebas de Jarras continúan siendo los mejores para seleccionar al coagulante.

Para complementar la adición del coagulante se requiere del mezclado para destruir la estabilidad del sistema coloidal. Para que las partículas se aglomeren deben chocar, y el mezclado promueve la colisión. El movimiento browniano, el movimiento caótico comunicado a las partículas pequeñas al ser bombardeadas por moléculas individuales de agua, está siempre presente como una fuerza mezcladora natural. Sin embargo, casi siempre es necesaria energía adicional de mezclado. Un mezclado de gran intensidad, que distribuya al coagulante y promueva colisiones rápidas, es de lo más efectivo. También son importantes en la coagulación la frecuencia y el número de colisiones entre las partículas. En agua de baja turbidez, puede requerirse la adición de sólidos, como la arcilla, o el reciclado de sólidos previamente asentados, para aumentar el número de colisiones entre las partículas.

1.3.3 Floculación

Puede ser que el floculo formado por la aglomeración de varios coloides no sea lo bastante grande como para asentarse o desecarse con la rapidez deseada. Un floculante reúne partículas floculadas en una red, formando puentes de una superficie a otra y enlazando las partículas individuales en aglomerados. El alumbre, las sales de hierro y los polímeros de peso molecular alto son floculantes comunes. La floculación es estimulada por un mezclado lento que junta poco a poco los flóculos; un mezclado demasiado intenso los rompe y raramente se vuelven a formar en su tamaño y fuerza óptimos. La floculación no sólo incrementa el tamaño de las partículas del floculo, sino que también afecta su naturaleza física. Los lodos y las lechadas, cuando han sido floculados, se desecan con mayor rapidez sobre capas de arena y en el equipo mecánico de desecamiento, en virtud de la estructura menos gelatinosa del floculo.

1.3.4 Productos químicos coagulantes y floculantes

Históricamente, los coagulantes metálicos (el alumbre y las sales de hierro), han sido los más empleados en la clarificación del agua. Estos productos actúan como coagulantes y floculantes a la vez. Añadidos al agua, forman especies cargadas positivamente en el intervalo de pH típico para la clarificación, esto es, de 6 a 7. Esta reacción de hidrólisis produce aluminio gelatinoso insoluble o hidróxido férrico. Aún cuando inicialmente no haya sólidos suspendidos en el agua, los coagulantes metálicos forman flóculos que enredan a los coloides desestabilizados. Sin embargo, los lodos voluminosos producidos por la adición de coagulantes metálicos crean problemas de disposición, por lo que de ordinario sólo difícilmente pueden desecarse. Esta es la razón de por qué el alumbre y las sales de hierro no se usan frecuentemente para mejorar la eficiencia de las centrifugadoras, las prensas de filtrar y otros dispositivos desecadores.

Los coagulantes metálicos son muy sensibles al pH y a la alcalinidad. Si el pH no está dentro del intervalo adecuado, la clarificación es pobre y pueden solubilizarse el hierro o el aluminio y generar problemas al usuario del agua. Cuanto menor sea la dosis de coagulante, tanto mayor será la sensibilidad del floculo a cambios en el pH. La tabla 1.5 lista algunos de los coagulantes más usuales.

Tabla 1.5. Coagulantes más usados en la práctica ¹¹

Nombre	Fórmula	Presentación	Dosis usual (ppm)	Empleo
Sulfato de aluminio (Alumbre)	$Al_2(SO_4)_3$	Sólida o líquida	10-150	Muy frecuente
Cal	$Ca(OH)_2$	Polvo ó lodo	5-50	Frecuente
Cloruro Férrico	$FeCl_3$	Sólida o líquida	5-150	Frecuente
Sulfato Férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	Sólida	10-150	Ocasional
Sulfato Ferroso (Caparrosa Verde)	$FeSO_4$	Sólida	10-100	Frecuente
Aluminato de sodio	$NaAlO_2$	Sólida o líquida	5-50	Poco frecuente
Sulfato cúprico	$CuSO_4$	Sólida o líquida	5-20	Muy raras veces
Sulfato cúprico + cal	$CuSO_4 + Ca(OH)_2$	Líquida	30% de Sulfato cúprico + cal	Muy raras veces
Cloruro de aluminio	$AlCl_3$	Líquida	10-150	Muy raras veces
Óxido de calcio	CaO	Polvo	5-70	Muy raras veces
Hidrofloc	Polielectrolito Comercial	Líquida	5-20	Muy raras veces

La introducción de sílice activada en la década de 1940-1950 mejoró considerablemente el desempeño del alumbre y de las sales de hierro como coagulantes en la clarificación del agua. El desarrollo subsecuente de diversos polímeros orgánicos, denominados polielectrólitos, en la siguiente década, contribuyeron más espectacularmente a la tecnología del tratamiento de aguas.

¹¹ Universidad Nacional de Colombia. "Coagulación" [en línea]. Septiembre de 2009. <[http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/sedes/manizales/4080004/contenido/Capitulo_8/Pages/Proceso_tratamiento_aguas\(b\)_continuacion.htm](http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/sedes/manizales/4080004/contenido/Capitulo_8/Pages/Proceso_tratamiento_aguas(b)_continuacion.htm)> [Consulta: Abril 2010]

Los polielectrólitos suelen ser macromoléculas de polímeros orgánicos (tipo poliacrilamidas). De ordinario incorporan en su estructura sitios para intercambio iónico que dan a la molécula una carga iónica. Aquellas que tienen una carga positiva son catiónicas y las que tienen una carga negativa son aniónicas. Estas moléculas reaccionan con el material coloidal en el agua neutralizando la carga o enlazando partículas individuales para formar un precipitado visible e insoluble, esto es, un floculo.

1.3.5 Aplicaciones de la coagulación y de la floculación

En la clarificación del agua cruda casi siempre se usa un coagulante, ya que debe eliminarse la neblina coloidal para producir la baja turbidez requerida para la mayoría de los procesos que usan agua. En la clarificación de las aguas de desecho se necesita un coagulante cuando los sólidos suspendidos crean un problema para satisfacer los lineamientos respecto a los efluentes.

Se emplean dos tipos de pruebas de laboratorio para seleccionar el mejor producto químico y aproximarse a la dosis requerida para la clarificación: (1) la prueba de jarras y (2) la prueba del cilindro. Se emplea la prueba de jarras cuando el contenido de sólidos suspendidos en la corriente a clarificar es menor a 5,000 mg/L aproximadamente. La clarificación del agua cruda, el asentamiento de sólidos biológicos y la mayor parte de las corrientes primarias de desecho se encuentran en esta categoría. La prueba del cilindro se emplea en corrientes de lodo pesado donde los sólidos suspendidos exceden los 5,000 mg/L. Los desechos provenientes del tratamiento del carbón y de los minerales, y el lodo resultante de una clarificación primaria, son ejemplo de lechadas pesadas.

La prueba de jarras simula los tipos de mezclado y las condiciones de asentamiento que se encuentran en una planta clarificadora. La unidad de laboratorio para efectuar estas pruebas permite que se corran simultáneamente hasta 6 pruebas (Figura 1.13). El aparato tiene un motor de velocidad variable que permite controlar la energía del mezclado en las jarras.

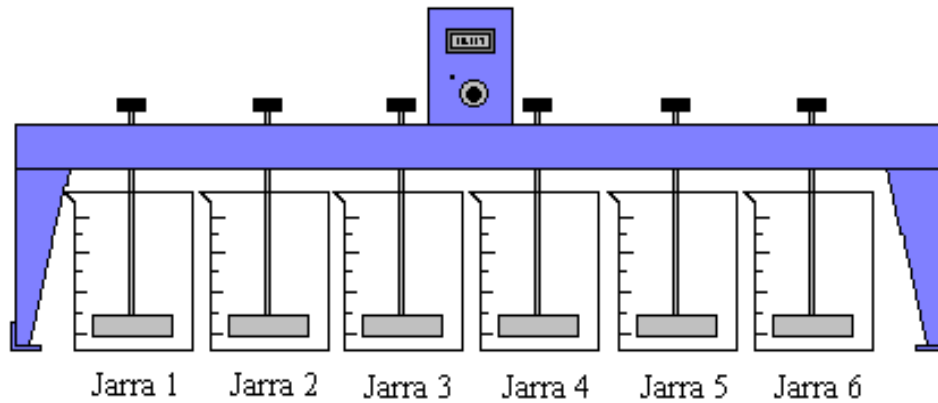


Figura 1.13. Diagrama del aparato agitador para la prueba de jarras

Los resultados de la clarificación son sensibles a la dosificación del producto químico, a la energía y a la duración del mezclado.

Este tipo de pruebas consta de 3 etapas principales:

1. Coagulación: Se dejan las jarras en el aparato por un periodo corto (5 min) y a una velocidad alta (250 rpm).
2. Floculación: Se dejan las jarras en el aparato por un periodo largo (20 min) y a una velocidad baja (30 rpm).
3. Sedimentación: Se dejan las jarras en el aparato por un periodo igual al de la floculación (20 min) y a una velocidad 0.

En la prueba de jarras, éstas contienen distintos productos químicos o diferentes dosis de la misma sustancia, con la finalidad de comparar entre ellas la velocidad de asentamiento de los flóculos, la claridad final (o los sólidos suspendidos), y el volumen del lodo producido. Aún cuando la claridad puede juzgarse a simple vista, la medida estándar más precisa se lleva a cabo con el turbidímetro. Otras pruebas como, conductividad y sólidos suspendidos totales pueden llevarse a cabo para establecer las normas de desempeño.

La prueba del cilindro, diseñada para determinar cuán rápidamente se asientan los sólidos, emplea un cilindro graduado de 500 ml con tapón, cronómetro y equipo para dosificar las sustancias químicas que se evaluarán. La muestra se coloca en el cilindro, se

añade el producto químico y se invierte cuidadosamente varias veces el cilindro. El mezclado es mucho menos intenso que en la prueba de jarras, puesto que los sólidos se encuentran en mayores niveles de concentración, de modo que pueden presentarse colisiones frecuentes a menor energía de mezclado. A continuación, el cilindro es colocado boca arriba y se observa la interfase entre el agua y el sólido asentado. Se grafica el nivel de los sólidos contra el tiempo. Como en el caso de la prueba de jarras, pueden efectuarse varias pruebas analíticas en el agua limpia; sin embargo, comúnmente el objetivo es obtener una velocidad grande de asentamiento. Al efectuarse pruebas con diversas dosis de coagulantes y floculantes, comparando las velocidades de asentamiento pueden seleccionarse los productos químicos más efectivos.

1.3.6 Diseño de una planta clarificadora.

Generalmente, cuanto menor sea la cantidad de sólidos suspendidos en la corriente en procesamiento, o cuanto mayor sea la claridad final deseada, tanto más crítico será el mezclado para obtener los resultados finales. La cantidad de sólidos suspendidos en el agua superficial es relativamente baja y se requiere eliminarlos para reducir su concentración. Por esta razón muchas plantas de agua se diseñan con mezclado instantáneo de floculación. Se duplica a nivel de planta el protocolo de la prueba de jarras de mezclado instantáneo y mezclado lento que sea más efectivo en la clarificación de agua cruda. El coagulante se añade antes o durante el mezclado instantáneo.

El mezclado para floculación se hace en compartimentos agitados suavemente.

La eliminación del limo o color en el agua cruda se efectúan mediante dos esquemas básicos de tratamiento: clarificación convencional o filtración directa. La operación más común en la planta es la clarificación convencional: mezclado instantáneo, mezclado lento, sedimentación y filtración. El coagulante se alimenta en la cabeza de la planta, algunas veces acompañado con algún álcali para controlar el pH. Rara vez se emplean otros coagulantes que no sean alumbre, sin embargo, puesto que su flóculo es ligero,

generalmente se requiere un polímero floculante para evitar el paso de los flóculos de la tina de asentamiento a los filtros.

Los polímeros coagulantes se emplean con frecuencia para reemplazar o reducir las sales inorgánicas. El polímero coagulante se añade durante el mezclado instantáneo. Un método alternativo consiste en regresar el lodo del fondo de la tina de asentamiento al mezclado rápido.

Cuando en las plantas de clarificación el color o la turbidez del agua cruda son muy bajos, a menudo se practica la filtración directa. En una planta de filtración directa, el agua se somete a mezclado instantáneo, algunas veces se añade un floculador, y entonces pasa a los filtros directamente. Como hay pocos sólidos en el agua, los filtros no se atascan en exceso. En este proceso se emplea un polímero como coagulante primario, ya que las sales inorgánicas añaden sólidos que pueden atascar los filtros.

Por lo general, las corrientes de agua de desecho contienen más sólidos que el agua cruda y puede ser que la eliminación de sólidos suspendidos no sea tan crítica. Comúnmente, para clarificar aguas de desecho, antes se usaba mucho el mezclado hidráulico; las plantas más recientes se diseñan con un mezclado mecánico para mejorar la eliminación de los sólidos suspendidos.

2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

Durante el desarrollo de esta tesis se pretende determinar el grado de contaminación de una muestra de agua proveniente de un modelo, basado en el procedimiento para elaborar papel reciclado mostrado en la sección 1.2.4, por ello fue necesario realizar diversos análisis fisicoquímicos a las muestras.

Al ser un objetivo el poder reintegrar el agua tratada a los mantos acuíferos, se tomarán en cuenta los parámetros establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales. Esta norma, analiza los siguientes parámetros: pH, temperatura, grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno a cinco días, nitrógeno total, fósforo total, coliformes totales y fecales, arsénico, cianuros, metales (Cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo y zinc).

Además de los parámetros ya mencionados, se medirán también las características físicas y organolépticas relevantes para la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 “Salud ambiental, agua para su uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”, ya que son importantes para que el agua sea estéticamente atractiva. También se medirá la demanda química de oxígeno, debido a que es un parámetro importante para la evaluación de la calidad del agua según la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), organismo mexicano encargado de administrar y preservar las aguas nacionales, para lograr el uso sustentable del recurso.

Al provenir las muestras a analizar de un proceso de producción conocido, ya se posee cierta idea de los contaminantes estipulados por las anteriores normas que pueden o no contener. Por ello, sólo se realizaron los siguientes análisis: color, olor, pH, conductividad, temperatura, turbidez, dureza, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales y metales (sólo el cobre).

A continuación se muestra un listado de los parámetros analizados en este trabajo y la normatividad y/o organismo que lo regula.

Tabla 2.1. Parámetros que se medirán y la normatividad y/o organismo que lo regula.

Parámetro	Normativa	Límite que establece
Color	NOM-127-SSA1-1994	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto.
Olor	NOM-127-SSA1-1994	Agradable (siempre que no sea resultado de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico).
pH	NOM-001-ECOL-1996	5.5 – 10 unidades pH.
	NOM-127-SSA1-1994	6.5-8.5 unidades pH.
Temperatura	NOM-001-ECOL-1996	Depende del tipo de cuerpo receptor pero cuando aplica es de 40°C.
Turbiedad	NOM-127-SSA1-1994	5 unidades de turbiedad nefelométricas (NTU) o su equivalente.
Dureza total (como CaCO ₃)	NOM-127-SSA1-1994	500.0 mg/L
Demanda Bioquímica de Oxígeno cinco (DBO ₅)	NOM-001-ECOL-1996	Varía dependiendo del tipo de cuerpo receptor.
	CONAGUA	Clasifica al agua dependiendo de la DBO ₅ desde excelente hasta fuertemente contaminada.
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	CONAGUA	Clasifica al agua dependiendo de la DQO desde excelente hasta fuertemente contaminada.
Sólidos sedimentables	NOM-001-ECOL-1996	Varía dependiendo del tipo de cuerpo receptor.

Sólidos suspendidos totales (SST)	NOM-001-ECOL-1996	Varía dependiendo del tipo de cuerpo receptor.
	CONAGUA	Clasifica al agua dependiendo de los SST desde excelente hasta fuertemente contaminada.
Sólidos disueltos totales	NOM-127-SSA1-1994	1000.0 mg/L
Cobre	NOM-001-ECOL-1996	4.0 para promedio mensual; 6.0 mg/L para promedio diario.
	NOM-127-SSA1-1994	2.0 mg/L
Conductividad*		
Oxígeno Disuelto**		

*La conductividad es un parámetro que no está presente en ninguna de las normas, contra las que se compararán los resultados obtenidos, ni es tomada en cuenta por la CONAGUA, sin embargo, ya que durante el tratamiento de la muestra fue necesario agregar varias sustancias que contribuyen al aumento de la conductividad, se consideró un parámetro importante para tener una idea del impacto de los reactivos utilizados.

** El oxígeno disuelto no está presente en ninguna norma, sin embargo, es un parámetro necesario para determinar la demanda química y bioquímica de oxígeno, por lo que también se medirá.

Ahora bien, el procedimiento a seguir durante el desarrollo de este trabajo fue el siguiente:

1. Se produjo papel reciclado de acuerdo a lo estipulado en la sección 1.2.4.
2. El agua residual de ese proceso fue recolectada, para extraer muestras como se indica en la Norma Mexicana "Aguas residuales.- Muestreo" NMX-AA-003 en vigor.
3. Estas muestras se almacenaron en envases de PET para ser transportadas al laboratorio, debido a que el PET es un material inerte al contenido de las aguas residuales.
4. Una vez en el laboratorio, se realizaron las siguientes análisis a las muestras: color, olor, pH, conductividad, turbidez, dureza, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos totales (sólidos sedimentables,

sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales), fósforo total y cobre. De acuerdo con fundamentos técnicos y científicos presentes en las Normas Mexicanas y/o metodologías utilizadas internacionalmente.

5. Mediante los análisis anteriores se conoció cuales eran los principales contaminantes, y así se procedió a realizar pruebas de jarras con la finalidad de encontrar el coagulante ideal capaz de eliminarlos o reducirlos a un nivel aceptable para la normativa correspondiente (NOM-001-ECOL-1996, NOM-127-SSA1-1994, parámetros establecidos por la CONAGUA).
6. Una vez encontrado el mejor coagulante, se procedió plantear un método de tratamiento completo para la muestra.
7. Por último se realizaron nuevamente los análisis mencionados en el inciso 3, y se compararon los resultados.

2.1 Pruebas fisicoquímicas aplicadas

2.1.1 Color verdadero y color aparente

El color es la capacidad de absorber ciertas radiaciones del espectro visible. No se puede atribuir a ningún constituyente en exclusiva, aunque ciertos colores en aguas naturales son indicativos de la presencia de ciertos contaminantes. El agua pura sólo es azulada en grandes espesores. Los colores son generalmente inducidos por partículas coloidales cargadas negativamente que pueden ser removidas por coagulación. Algunos ejemplos son: el color amarillento debido a los ácidos húmicos, la presencia de hierro puede dar color rojizo, y la del manganeso un color negro. El color afecta estéticamente la potabilidad de las aguas, puede representar un potencial colorante de ciertos productos cuando se utiliza como material de proceso, y un potencial espumante en su uso en calderas.

El color causado por la materia suspendida es referido al color aparente y es diferenciado del color debido a vegetales o extractos orgánicos coloidales los cuales son llamados color verdadero. En los análisis de agua es importante distinguir entre color aparente y verdadero. El color aparente es determinado sin filtración o centrifugación. La intensidad

de color generalmente se incrementa con el aumento de pH. Por esta razón se registra el pH acompañado con el color observado.

Las aguas superficiales pueden llegar a colorearse por contaminación de aguas residuales. Es notable entre estos los desechos de las operaciones de teñido en la industria textil y de las operaciones para la pulpa en la industria del papel. Los desechos del teñido pueden dar color en una amplia variedad y son fácilmente reconocidos. La pulpa de madera produce cantidades considerables de residuos de licores que contienen derivados de lignina y otros minerales en forma disuelta. Los derivados de lignina están altamente coloreados y son resistentes a un ataque biológico. Muchos de estos materiales llegan a la corriente natural del agua, añadiendo color el cual persiste a lo largo de grandes distancias.

Métodos de determinación

El color producido por 1 mg/l de platino (como cloroplatinato de potasio) es tomado como la unidad estándar de color.

Las medidas de color aparente se hacen normalmente en laboratorio, por comparación con un estándar arbitrario a base de cloruro de cobalto, Cl_2Co , y cloroplatinato de potasio K_2PtCl_6 , y se expresa en una escala de unidades de Pt-Co (unidades Hazen) o simplemente Pt. Los tubos de comparación de colores, comúnmente llamados tubos de Nessler son usualmente usados para realizar los estándares. Una serie de rangos de 0 a 70 unidades de color son empleados y servirán para varios meses, previendo protegerlos del polvo y la evaporación. Las aguas subterráneas no suelen sobrepasar valores de 5 ppm de Pt (1 mg/l=1 ppm), pero las superficiales pueden alcanzar varios centenares de ppm.

A diferencia del color aparente que es proporcionado tanto por la materia disuelta como por las sustancias en suspensión, el color verdadero o real se presenta después de que la muestra fue sometida a procesos de filtración o centrifugación para eliminar turbidez, es

decir, las sustancias suspendidas. Por tanto, es necesaria su eliminación antes de realizar su medición mediante el método espectrofotométrico.

Ver apéndice 1

Para la determinación del color, además del aparato de Hellige y el método de espectrofotometría, se puede utilizar el método de filtro de Triestimulo que consta de tres filtros Triestimulos de luz combinados con una fuente específica de luz y celdas fotoeléctricas, dentro de un filtro fotométrico. Esto puede ser usado para obtener datos de color acordes a los propósitos de control de rutina. El porcentaje de la luz Triestimulo transmitida por la solución es determinada por cada uno de los tres filtros. Los valores de transmitancia son convertidos entonces a coeficientes tri-cromáticos y valores característicos de color.

2.1.2 Olor

El olor del agua es una propiedad organoléptica de determinación subjetiva, para la cual no existen instrumentos de observación, ni registro, ni unidades de medida. Tiene un interés evidente en las aguas potables destinadas al consumo humano.

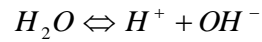
Compuestos químicos presentes en el agua como los fenoles, diversos hidrocarburos, cloro, materias orgánicas en descomposición o esencias liberadas por diferentes algas u hongos pueden dar olores y sabores muy fuertes al agua, aunque estén en muy pequeñas concentraciones. Las sales o los minerales dan sabores salados o metálicos, en ocasiones sin ningún olor.

En la mayoría de los casos el olor puede ser eliminado utilizando filtros de carbón activado.

Ver apéndice 2

2.1.3 pH

Las moléculas de agua se disocian parcialmente según:



reacción para la que se cumple que

$$\frac{[H^+][OH^-]}{[H_2O]} = K$$

siendo K una constante que depende de la temperatura y [] actividades o fracciones molares que intervienen en la reacción.

Se define $pH = -\log [H^+]$. El valor del pH define la acidez de una agua, siendo para aguas neutras $pH = 7$, para aguas ácidas $pH < 7$ y para aguas básicas $pH > 7$ (a 25°C).

El pH aumenta con el aumento de temperatura hasta en un 8% por lo que debe referirse a la temperatura de medida in situ.

Por regla general el pH de las aguas naturales se mantiene entre 6.5 y 8.

El pH juega un papel importante en muchos procesos químicos y biológicos de las aguas subterráneas naturales (equilibrio carbonatado. procesos redox. etc.). Es fácilmente alterable por lo que su determinación debe hacerse en el momento de la toma de muestra.

En el campo del suministro del agua, es un factor que debe ser considerado en la coagulación química, ablandamiento del agua y en el control de la corrosión. Mientras que en procesos químicos usados para coagular aguas residuales, lodos activados, o sustancias oxidadas, tal como ion cianuro, se requiere que el pH sea controlado.

Ver apéndice 3

2.1.4 Conductividad

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar la corriente eléctrica. Como consecuencia de su contenido iónico, el agua es conductora de electricidad. A medida que la concentración iónica aumenta, aumenta hasta cierto límite la conductividad (C). La unidad de medida de conductividad es el $\mu\text{S}/\text{cm}$ (microsiemens/cm) o $\mu\text{mho}/\text{cm}$ (micromho/cm), ambas equivalentes.

La variación de temperatura modifica la conductividad. Para disoluciones diluidas se estima que el aumento de temperatura en 1°C se traduce en un aumento de alrededor del 2% en la conductividad.

Los valores de conductividad de las aguas naturales varían considerablemente. Valores normales en aguas dulces oscilan entre 100 y 2,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Las mediciones de conductividad en el laboratorio se utilizan para:

- Establecer el grado de mineralización para determinar el efecto de la concentración total de iones sobre equilibrios químicos, efectos fisiológicos en plantas y animales, tasas de corrosión, etc.
- Determinar el grado de mineralización del agua destilada y desionizada (el agua destilada tiene recién preparada una conductividad de 0.5 - 2 $\mu\text{mhos}/\text{cm}$).
- Evaluar las variaciones de la concentración de minerales disueltos en el agua. Las aguas residuales que contienen cantidades significativas de desechos industriales muestran también una variación diaria considerable.
- Determinar la cantidad de reactivo iónico necesario en algunas reacciones de precipitación y neutralización, señalándose el punto final por un cambio en la inclinación de la curva como consecuencia del punteo de la conductividad sobre las lecturas de la bureta.
- Calcular los sólidos totales disueltos en una muestra multiplicando la conductividad ($\mu\text{mhos}/\text{cm}$) por un factor empírico; este puede variar de 0.5 a 0.9 dependiendo de los componentes solubles del agua y de la temperatura de medición.¹²

Ver apéndice 4

2.1.5 Temperatura

En el caso de las aguas subterráneas la temperatura es poco variable. Puede considerarse que en los acuíferos existe una "zona neutra" de temperatura constante, por encima de la cual la influencia térmica más significativa es la de las variaciones diarias o estacionales de la temperatura ambiente. Debajo de esta zona el factor preponderante es el "gradiente geotérmico" o variación de la temperatura con la profundidad que, en áreas continentales, se considera normal cuando es de 3°C/100 m.

Sin embargo, la temperatura es un parámetro importante, pues se utiliza en el cálculo de diversas formas de alcalinidad, en estudios de saturación (en particular cuando existen notables diferencias de temperatura que pueden influir en la solubilidad de determinadas sustancias, por ej. CaCO_3), en el cálculo de la salinidad y en las operaciones generales de laboratorio. Las temperaturas elevadas, consecuencia de descargas de agua caliente, pueden tener un impacto ecológico significativo. A menudo, la identificación de la fuente de aporte hídrico, como en los manantiales profundos, solo es posible efectuando medidas de temperatura. Las plantas industriales suelen pedir datos de temperatura del agua para uso sistemático o cálculos de transferencia de calor.

Ver apéndice 5

2.1.6 Turbidez

La turbidez es la dificultad del agua para transmitir la luz debido a materiales insolubles en suspensión, coloidales o muy finos, que se presentan principalmente en aguas superficiales. Son difíciles de decantar y filtrar, y pueden dar lugar a la formación de depósitos en las conducciones de agua, equipos de proceso, etc. Además interfiere con la mayoría de procesos a que se pueda destinar el agua.

La medición se hace por comparación con la turbidez inducida por diversas sustancias. La medición en ppm de SiO_2 fue la más utilizada, pero existen diferencias en los valores

obtenidos según la sílice y la técnica empleada. Existen diversos tipos de turbidímetros modernos dando valores numéricos prácticamente idénticos. En el nefelómetro se mide la intensidad de luz difractada al incidir un rayo luminoso sobre las partículas en suspensión y recogida sobre una célula fotoeléctrica. La unidad nefelometría (NTU o UNF), la unidad Jackson (JTU), y la unidad de formacina (FTU) se pueden intercambiar a efectos prácticos.

Las aguas subterráneas suelen tener valores inferiores a 1 ppm de sílice, pero las superficiales pueden alcanzar varias decenas. Las aguas con 1 ppm son muy transparentes y permiten ver a su través hasta profundidades de 4 ó 5 m. Con 10 ppm, la transparencia se acerca al metro de profundidad. Por encima de 100 ppm la transparencia está por debajo de los 10 cm. y los filtros se obstruyen rápidamente.

La turbidez se elimina mediante procesos de coagulación, decantación y filtración.

Ver apéndice 6

2.1.7 Dureza

La dureza de un agua mide la capacidad de ésta para producir incrustaciones. Aunque en la producción de incrustaciones pueden intervenir Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Ba, Zn, etc. actualmente la dureza se define en términos de contenido en Ca y Mg (dureza total). Menos utilizados son los términos dureza permanente y dureza temporal que representan la parte de la dureza asociada al Cl^- y SO_4^{2-} y la parte asociada a las especies carbónicas, respectivamente.

La dureza de las aguas subterráneas naturales varía generalmente entre 10 y 300 mg/l de CaCO_3 , pudiendo llegar a 2,000 o más.

Las aguas duras son, generalmente, la principal causa depósitos e incrustaciones en calderas, intercambiadores de calor, tuberías, etc. Por contra, las aguas muy blandas son agresivas y pueden no ser indicadas para el consumo.

Existen distintas formas de dureza:

— *Dureza total o título hidrotimétrico*, TH. Mide el contenido total de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} . Se puede distinguir entre la dureza de calcio, THCa, y la dureza de magnesio, THMg.

— *Dureza permanente o no carbonatada*. Mide el contenido en iones Ca^{2+} y Mg^{2+} después de someter el agua a ebullición durante media hora, filtración y recuperación del volumen inicial con agua destilada. El método es de poca exactitud y depende de las condiciones de ebullición.

— *Dureza temporal o carbonatada*. Mide la dureza asociada a iones HCO_3^- , eliminable por ebullición, y es la diferencia entre la dureza total y la permanente.

Si la dureza es inferior a la alcalinidad toda la dureza es carbonatada, pero si la dureza es superior a la alcalinidad hay una parte de dureza no carbonatada, asociada a otros aniones. La dureza de carbonatos es igual al valor m si $\text{TH} > m$, e igual a TH si $\text{TH} < m$. La dureza no carbonatada sólo existe en el primer caso y es igual a $\text{TH} - m$.

La dureza se puede expresar como meq/L, en ppm de CaCO_3 , o en grados hidrométricos de los cuales el más común es el francés ($^\circ\text{F}$), [$1^\circ\text{F} = 10 \text{ mg/l de } \text{CaCO}_3$]. Las aguas con menos de 50ppm en CaCO_3 se llaman blandas, hasta 100 ligeramente duras, hasta 200 moderadamente duras y a partir de 200 ppm muy duras.

La medición puede hacerse por análisis total o por complexometría con EDTA. Existe una forma sencilla y aproximada que utiliza agua jabonosa por el gran consumo de jabón de las aguas duras.

Para disminuir la dureza las aguas pueden someterse a tratamiento de ablandamiento o desmineralización. En las calderas y circuitos de refrigeración se usan complementariamente tratamientos internos.

Ver apéndice 7

2.1.8 Oxígeno Disuelto (OD)

El oxígeno disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno que está disuelta en el agua y que es esencial para los organismos vivientes de ríos y lagos. El nivel de oxígeno disuelto puede ser un indicador de cuán contaminada está el agua y cuán bien puede dar soporte esta agua a la vida vegetal y animal. Generalmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica agua de mejor calidad. Si los niveles de oxígeno disuelto son demasiado bajos, algunos peces y otros organismos no pueden sobrevivir.

Gran parte del oxígeno disuelto proviene del oxígeno en el aire que se ha disuelto en el agua. Parte del oxígeno disuelto en el agua es el resultado de la fotosíntesis de las plantas acuáticas. Otros factores también afectan los niveles de OD; por ejemplo, la salinidad del agua. La turbulencia de la corriente también puede aumentar los niveles de OD debido a que el aire queda atrapado bajo el agua que se mueve rápidamente y el oxígeno del aire se disolverá en el agua.

Además, la cantidad de oxígeno que puede disolverse en el agua (OD) también depende de la temperatura. El agua más fría puede guardar más oxígeno en ella que el agua más caliente. Una diferencia en los niveles de OD puede detectarse en el sitio de la prueba si se hace la prueba temprano en la mañana cuando el agua está fría y luego se repite en la tarde en un día soleado cuando la temperatura del agua haya subido. Una diferencia en los niveles de OD también puede verse entre las temperaturas del agua en el invierno y las temperaturas del agua en el verano. Asimismo, una diferencia en los niveles de OD puede ser aparente a diferentes profundidades del agua si hay un cambio significativo en la temperatura del agua.

Los niveles de oxígeno disuelto típicamente pueden variar de 0 - 18 partes por millón (ppm) aunque la mayoría de los ríos y riachuelos requieren un mínimo de 5 - 6 ppm para soportar una diversidad de vida acuática. Además, los niveles de OD a veces se expresan en términos de Porcentaje de Saturación. Sin embargo para este proyecto, los resultados se reportarán en ppm.

A continuación se muestra la tabla 2.1 donde se da una idea de la calidad del agua en función de la cantidad de OD.

Tabla 2.1. Calidad del agua con base en el nivel de oxígeno

Nivel de OD (ppm)	Calidad del agua
0.0 - 4.0	<p style="text-align: center;">Mala</p> Algunas poblaciones de peces y macroinvertebrados empezarán a bajar.
4.1 - 7.9	<p style="text-align: center;">Aceptable</p>
8.0 - 12.0	<p style="text-align: center;">Buena</p>
12.0 +	<p style="text-align: center;">Repita la prueba</p> El agua puede airearse artificialmente.

NOTA: A 20° C (temperatura ambiente) y presión atmosférica estándar (nivel del mar), la cantidad máxima de oxígeno que puede disolverse en agua dulce es 9 ppm. Si la temperatura del agua está por debajo de 20° C, puede haber más oxígeno disuelto en la muestra. En general, un nivel de oxígeno disuelto de 9-10 ppm se considera muy bueno.

A niveles de 4 ppm o menos, algunas poblaciones de peces y macroinvertebrados (por ejemplo, la corvina, la trucha, el salmón, las ninfas de la mosca de mayo, las ninfas de la mosca de las piedras y las larvas de frigáneas) empezarán a disminuir. Otros organismos tienen mayor capacidad de supervivencia en agua con niveles bajos de oxígeno disuelto (por ejemplo, los gusanos de lodo y las sanguijuelas). Los niveles bajos de OD pueden encontrarse en áreas donde el material orgánico (plantas muertas y materia animal) está en descomposición. Las bacterias requieren oxígeno para descomponer desechos orgánicos y, por lo tanto, despojan el agua de oxígeno. Las áreas cercanas a las descargas de aguas negras a veces tienen niveles bajos de OD debido a este efecto. Los niveles de OD también son bajos en aguas tibias que se mueven despacio.¹³

La baja solubilidad de oxígeno es el mayor factor que limita la capacidad de purificación de las aguas naturales y necesidades de tratamiento de los desechos para remover la materia contaminante antes de descargarlo a las corrientes que lo recibirán. En el proceso de tratamiento biológico aeróbico, los límites de solubilidad de oxígeno son de gran

¹³ Stevens Institute of Technology, CIESE. "Oxígeno disuelto" [en línea]. 2006. <<http://www.k12science.org/curriculum/dipproj2/es/fieldbook/oxigeno.shtml>> [Consulta: Noviembre 2009]

importancia porque esto maneja la relación a la cual el oxígeno será absorbido por el medio y por lo tanto el costo de la aireación.

La determinación de oxígeno disuelto sirve como base para la prueba de demanda bioquímica de oxígeno (DBO); dicha determinación se utiliza para evaluar la fuerza de la contaminación producida por los desechos industriales y domésticos. La relación de oxidación bioquímica puede ser medida por la determinación residual de oxígeno disuelto en un sistema en varios intervalos de tiempo.

Ver apéndice 8

2.1.9 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es comúnmente definida como la cantidad de oxígeno requerida por microorganismos heterótrofos durante la descomposición de la materia (transformación de la materia orgánica metabolizable en anhídrido carbónico agua y productos finales). Se realiza en condiciones aerobias, con presencia suficiente de oxígeno libre desde el comienzo al final de la prueba, midiéndose el oxígeno absorbido y expresándose el resultado en miligramos de oxígeno utilizado por litro de agua examinada.

La DBO es el principal criterio usado en el control de contaminación en arroyos donde la carga de materia orgánica debe ser restringida para mantener los niveles de oxígeno disueltos deseados. La determinación es usada para medir la capacidad de purificación de arroyos.

La prueba de DBO es esencialmente un procedimiento de ensayo biológico suponiendo las medidas de consumo de oxígeno por organismos vivientes (principalmente bacterias) durante la utilización de la materia orgánica presente en los desechos, bajo condiciones tan similares como sea posible en la naturaleza. Al realizar la prueba cuantitativa las muestras deben ser protegidas del aire para prevenir una reaireación cuando el nivel de oxígeno disuelto disminuya. Además, de la limitada solubilidad del oxígeno en agua, los

desechos fuertes deben ser diluidos a niveles donde la demanda se mantenga con valores alrededor de 9 mg/L a 20°C, asegurando que el oxígeno disuelto estará presente en cualquier periodo de la prueba. Esta prueba es un ejemplo de bioensayo, es extremadamente importante que la prueba se realice en condiciones ambientales para que los organismos vivos funcionen ininterrumpidamente a cualquier hora. Esta condición significa que las sustancias tóxicas deben estar ausentes y que todos los nutrientes necesarios para el crecimiento bacteriano, tales como nitrógeno, fósforo y ciertas trazas elementales, deben estar presentes. La degradación biológica de la materia orgánica bajo condiciones naturales se conduce más o menos por un diverso grupo de organismos que llevan la oxidación esencialmente a su término, por ejemplo a dióxido de carbono y agua. Por lo tanto es importante que la mezcla lleve una siembra de un grupo de organismos.

La prueba de DBO puede ser considerada como un procedimiento de oxidación húmedo en el cual los organismos vivos sirven como el medio para la oxidación de la materia orgánica a dióxido de carbono y agua. Una relación cuantitativa existe entre la cantidad de oxígeno requerido para convertir una cantidad definida de cualquier componente orgánico dado a dióxido de carbono, agua y amoníaco, esto puede ser representado por la siguiente ecuación generalizada:



Sobre la base de la relación anterior, es posible interpretar los datos de DBO en términos de materia orgánica, también como la cantidad de oxígeno usado durante la oxidación.

Los efectos de la temperatura son una ayuda constante para el mejoramiento de la prueba a 20°C, el cual es, más o menos, un valor medio de los cuerpos naturales del agua. Los suelos naturales son responsables predominantes, de la estabilización de la materia orgánica. La relación de sus procesos metabólicos a 20°C y bajo las condiciones de la prueba son tales que el tiempo debe ser contado en días. Teóricamente se requiere tiempo infinito para completar la oxidación biológica de la materia orgánica, pero para todas las prácticas propuestas, la reacción puede ser considerada completa en 20 días. Aunque un periodo de 20 días es demasiado largo para esperar resultados en muchas

instancias. Se ha encontrado que un buen porcentaje de la DBO se lleva a cabo en cinco días (DBO_5); consecuentemente la prueba ha sido desarrollada sobre la base de un periodo de incubación de cinco días.

En el caso de muchas de las aguas de desechos industriales y domésticos, se han encontrado que a valores de DBO de cinco días es más o menos del 70 al 80 por ciento del total de DBO. Esto es un porcentaje suficientemente largo del total de cinco días usados para muchas consideraciones. Los periodos de incubación de cinco días fueron seleccionados también para reducir interferencias de la oxidación de amoníaco.

Al ser cinco días el periodo de incubación más usado para determinar la calidad de una muestra de agua, no se acostumbra utilizar el subíndice 5. Los subíndices se utilizan para especificar tiempos de incubación diferentes de cinco días, por ejemplo, en el caso de la DBO de siete días sería necesario escribir DBO_7 .

Ver apéndice 9

2.1.10 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) indica la cantidad de contaminantes que pueden oxidarse mediante un oxidante químico fuerte (dicromato potásico, etc.); estos contaminantes pueden ser materia orgánica e inorgánica. Esta prueba se usa como una medida de la fuerza contaminante de desechos domésticos e industriales. Está basada en el hecho de que todos los compuestos orgánicos, con ciertas excepciones, pueden ser oxidados por la fuerte acción de agentes oxidantes bajo condiciones ácidas. Se expresa en mg de oxígeno por litro.

Durante la determinación de DQO, la materia orgánica es convertida a dióxido de carbono y agua sin reparar en lo biológico. Por ejemplo, la glucosa y la lignina se oxidaran completamente. Los valores de DQO son más grandes que los valores de DBO y pueden ser mucho más grandes cuando cantidades significativas de materia orgánica

biológicamente resistentes están presentes. Ejemplo de ello son los desechos de la pulpa de madera ya que contienen lignina.

Una de sus principales limitantes es su incapacidad para distinguir entre biológicamente oxidable y materia orgánica biológicamente inerte. Por ello, no es proporcional a alguna evidencia de la razón a la cual la materia activa biológicamente sería estabilizada bajo condiciones normales en la naturaleza.

Su mayor ventaja es el corto tiempo requerido para la evaluación. La determinación puede ser hecha en aproximadamente tres horas, lo que es menos que los cinco días necesarios para medir la DBO. Por esta razón es usado en sustitución de la prueba de DBO en muchas instancias. Los datos de DQO a menudo pueden ser interpretados en términos de valores de DBO después de la experiencia suficiente que ha sido acumulada para establecer factores de correlación confiables.

El agente químico más ampliamente usado para medir la DQO es el dicromato de potasio ya que ha demostrado ser capaz de oxidar una amplia variedad de sustancias orgánicas casi completamente a dióxido de carbono y agua. Para oxidar completamente la materia orgánica utilizando el dicromato de potasio, la solución debe ser fuertemente ácida y estar a una temperatura elevada. Como un resultado, materiales volátiles originalmente presentes pueden fugarse, por ello se usa ordinariamente reflujo en el condensador.

Ciertos compuestos orgánicos, particularmente de peso molecular bajo como los ácidos grasos, no se oxidan con el dicromato a menos que haya un catalizador presente. Se ha encontrado que el sulfato de plata es un buen catalizador.

En el método de medición de DQO, un exceso de agente oxidante debe estar presente para asegurarse que toda la materia orgánica se oxide completamente. Es necesario, desde luego, medir el exceso de alguna manera para que la cantidad actual pueda reducirse y ser determinada. Es relativamente fácil medir algún exceso de dicromato de potasio, un punto importante a su favor.

Ciertos iones inorgánicos reducidos pueden ser oxidados bajo las condiciones de la prueba de DQO, causando así resultados erróneos. Los cloruros causan los más serios problemas porque sus concentraciones son normalmente altas en la mayoría de aguas de desechos. Afortunadamente estas interferencias pueden ser eliminadas agregando sulfato de mercurio previo a la adición de otros reactivos a la muestra.

La prueba de DQO es usada extensivamente en el análisis de aguas de desechos industriales y es particularmente valiosa cuando se descargan aguas a la alcantarilla. En conjunto con la DBO, es un indicador útil para detectar condiciones tóxicas y la presencia de sustancias orgánicas biológicamente resistentes.¹⁴

Ver apéndice 10

2.1.11 Sólidos

La definición usual de sólidos, se refiere a la materia que queda como residuo de la evaporación y secado entre 103 y 105°C. Todos los materiales que ejercen una presión de vapor significativa a tales temperaturas, se pierden durante la evaporación y el procedimiento de secado. Los residuos, o sólidos, quedan representados solo en esos materiales presentes en una muestra que tienen una insignificante presión de vapor a 105°C.

Debido a la gran variedad de materiales orgánicos e inorgánicos encontrados en los análisis para sólidos, las pruebas son empíricas en carácter y relativamente sencillas para llevarse a cabo. Métodos gravimétricos son usados en muchos de estos casos. Los mayores problemas en los análisis para sólidos tienen que ver con pruebas específicas diseñadas para ganar información sobre las cantidades de varias especies de sólidos presentes, disueltos, suspendidos, volátiles y fijos.

Sólidos totales (ST).- Suma de los sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos. Normalmente el contenido de sólidos totales de aguas potables tiene una escala de 20 a 1000 mg/l, y por regla general, el contenido de sólidos totales aumenta con la dureza.

¹⁴ SAWYER, MCCARTY, PARKIN. *Chemistry for Environmental Engineering*. 4th edition. Mc Graw-Hill. USA, 1994.

Sólidos suspendidos totales (SST).- Sólidos constituidos por sólidos sedimentables, sólidos en suspensión y sólidos coloidales, cuyo tamaño de partícula no pase del tamaño del poro del filtro. Son indeseables en las aguas de proceso ya que pueden causar depósitos en las tuberías, calderas, equipos, etc. Las aguas subterráneas suelen tener menos de 1 ppm, pero en superficiales varía en función del origen y las circunstancias de la captación. La determinación de sólidos suspendidos es uno de los parámetros más usados para medir la fuerza de agua de desechos domésticos y para determinar la eficiencia de unidades de tratamiento.

Sólidos disueltos totales (SDT).- Mide el peso de todas las sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas en el agua sean o no volátiles. Aunque residuo seco y total de sólidos disueltos suelen tomarse como sinónimos, no son exactamente equivalentes debido a los procesos de deshidratación, pérdida de CO₂, etc. que se producen al calentar el agua, hasta 110° C por lo general, para determinar el residuo seco.

Sólidos totales volátiles (STV).- Cantidad de materia, capaz de volatizarse por el efecto de la calcinación a 873 K (600°C) en un tiempo de 15 a 20 minutos. A esta temperatura la materia orgánica, particularmente residuos de carbón resultantes de la pirolisis de carbohidratos y otras materias orgánicas, pueden ser oxidadas a velocidad razonable. Así mismo, la descomposición de sales inorgánicas es mínima.

Sólidos suspendidos volátiles (SSV).- Sólidos constituidos por sólidos sedimentables, sólidos en suspensión y sólidos coloidales, pueden ser determinados colocando los filtros de fibra de vidrio en la mufla.

Los sólidos suspendidos a menudo contienen tanto como 80% de materia volátil.

Sólidos sedimentables.- Materiales en suspensión que se depositarán en el fondo de un recipiente debido al reposo y a la gravedad. Los lodos son acumulaciones de sólidos sedimentables. Sus mediciones son importantes en la práctica para determinar la necesidad de unidades de sedimentación y el comportamiento físico de desechos en arroyos descargados a cuerpos de aguas naturales.

La importancia de la determinación de sólidos totales en el agua reside en el hecho de que los sólidos pueden afectar negativamente la calidad del agua o su suministro de varias maneras. En los usos industriales, la concentración elevada de sólidos disueltos puede causar interferencias en procesos de fabricación o causar espuma en las calderas. Mientras que su presencia en los desechos industriales, dependiendo de su concentración y naturaleza, determina la susceptibilidad del tratamiento de desechos en forma anaerobia. Además, las aguas con abundantes sólidos disueltos suelen ser de menor potabilidad y pueden inducir una reacción fisiológica desfavorable en el consumidor ocasional. Por estas razones, para las aguas potables, es deseable un límite de 500 mg/L de sólidos disueltos.

El contenido volátil de los sólidos totales fue usado extensivamente para medir la cantidad de materia orgánica presente. Esto fue muy útil en la valoración de cantidades de materia orgánica biológicamente inerte, tal como lignina de licor de pulpa de madera.

Ver apéndice 11

2.2 Análisis de metales

2.2.1 Cobre

El cobre puede estar presente en el agua por el contacto de esta con minerales que contienen cobre o con desechos minerales en la producción de cobre. Sin embargo, es más probable que el cobre que se encuentra en el agua sea un producto de corrosión de las tuberías de cobre o de amalgamas de cobre, o de las uniones de este tipo, o puede haberse agregado deliberadamente para el control de las algas, como sulfato de cobre. Cuando se agrega sulfato de cobre para el control de las algas, debido a que su solubilidad está limitada, pueden agregarse materiales orgánicos quelantes a la formulación de sulfato de cobre para evitar que el cobre precipite y, por lo tanto, se mantenga su efectividad.

Las leyes mexicanas para el agua potable limitan la concentración en las aguas municipales a un máximo de 2 mg/l.¹⁵ Sin embargo, a concentraciones superiores a 1 mg/l el agua tiene un sabor astringente.

El cobre es esencial para algunos organismos acuáticos, encontrándose presente en la hemocianina de los mariscos, equivalente de la hemoglobina en los seres humanos.

Si la fuente de agua corroe al cobre, cuando se abre la llave de la tubería que no se ha usado durante la noche puede contener concentraciones relativamente altas, y la ingestión de dicha agua puede causar vómito inmediato. En los suministros industriales, la presencia de cobre puede no ser adecuada debido a que corroe al aluminio.

Algunas técnicas generales para retirar de las aguas residuales a los metales pesados (cualquier catión que tenga un peso atómico superior a 23), entre ellos el cobre son:

Precipitación química

Las operaciones de precipitación y sedimentación química, llevadas a cabo de manera independiente o en combinación con reacciones de oxidación-reducción, se utilizan ampliamente para la eliminación de metales.

Los agentes de precipitación habitual son: cal, sosa cáustica y sulfuros. En la siguiente tabla se recogen sus características:

Tabla 2.2. Características de algunos agentes de precipitación.

Cal, Ca(OH) ₂	Sosa Cáustica, NaOH	Sulfuros, NaSH y FeS
Reactivo más barato	Más cara que la cal.	Tratamiento eficaz a bajas concentraciones.
Genera grandes volúmenes de lodos.	Genera menos volúmenes de lodos.	Lodo aplicable a la recuperación de suelos.
Lodos aplicables a la recuperación de suelos	Lodos aplicables a la recuperación de suelos.	

¹⁵ NOM-127-SSA1-1994, "Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano- Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

También se emplean carbonatos de sodio y de calcio para metales cuando su solubilidad correspondiente, dentro de un intervalo de pH, no es la suficiente para acudir a este tratamiento.

La figura 2.1 muestra la solubilidad de varios hidróxidos y sulfuros metálicos en diferentes condiciones de pH.

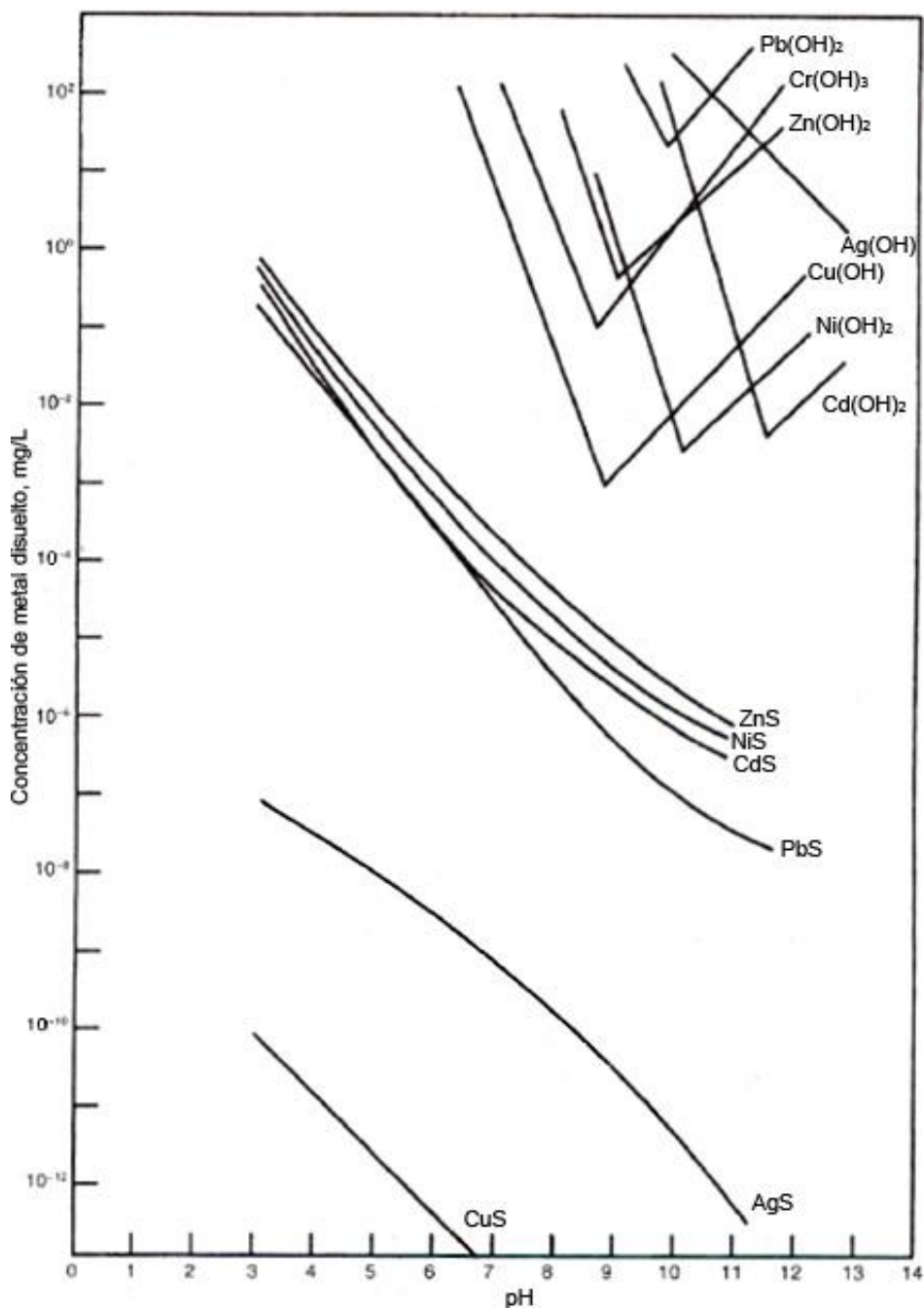


Figura 2.1 Solubilidad de varios hidróxidos y sulfuros metálicos en diferentes condiciones de pH.¹⁶

¹⁶ Ernesto Simón. "Los metales pesados en las aguas residuales" [en línea]. Fundación para el Conocimiento madri+d. Febrero 2008. <<http://www.madrimas.org/blogs/remtavares/2008/02/02/83698>> [Consulta: Febrero 2010]

Una variante de la operación de precipitación es la precipitación electrostática, la cual se encuentra en vías de implantación a escala industrial.

La sedimentación puede ser sustituida por una filtración dependiendo del metal a tratar, así para el caso de retirar zinc, la precipitación química con cal se acompaña de una filtración en lechos de arena.

Si se pretende retirar Zinc, Hierro, Cobre o Manganeseo la cal empleada en la precipitación se puede sustituir por óxido de magnesio.

Intercambio Iónico

Para la eliminación de metales pesados en disoluciones diluidas resultan aplicables los sistemas de intercambio iónico. Las resinas que se emplean son resinas de intercambio catiónico, que se clasifican en fuertemente o débilmente ácidas.

Las resinas fuertemente ácidas presentan las siguientes selectividades (en orden decreciente de preferencia) hacia los diferentes cationes: bario, plomo, calcio, níquel, cadmio, cobre, zinc, magnesio, potasio, amoniaco, sodio e hidrógeno.

La ósmosis inversa constituye una alternativa para la eliminación de metales de corrientes residuales de bajo caudal.

Ver apéndice 12

3. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS DE LAS MUESTRAS DE AGUA RESIDUAL

De acuerdo a lo estipulado en la NOM-001- ECOL-1996 el número de muestras simples que deben tomarse son mínimo dos ya que las horas durante las cuales opera el proceso de elaboración del modelo son menos de cuatro.

Tabla 1 de la NOM-001- ECOL-1996

FRECUENCIA DE MUESTREO			
HORAS POR DIA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA DESCARGA	NUMERO DE MUESTRAS SIMPLES	INTERVALO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (H O R A S)	
		MINIMO N.E.	MAXIMO N.E.
		Menor que 4	mínimo 2
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

Debido a esto el número de muestras que se tomaron fue de tres para cada uno de los análisis.

A continuación se muestra la nomenclatura que se utilizará en este y otros capítulos.

Muestreo 1 = 11 de febrero del 2010

Muestreo 2 = 20 de mayo del 2010

Muestreo 3 = 15 de junio del 2010

P.D. = Promedio diario

P.M. = Promedio mensual

3.1 Pruebas fisicoquímicas aplicadas

3.1.1 Color verdadero y color aparente

A simple vista se observa un color blanco opaco con sólidos pequeños en suspensión.

Mientras que mediante el aparato de Hellige se obtuvo un color aparente de 600 unidades de color.

A continuación se presenta una tabla con los promedios de los resultados obtenidos de la medición de transmitancia realizada en el espectrofotómetro a tres muestras diferentes:

X(λ)	Transmitancia	Y (λ)	Transmitancia	Z (λ)	Transmitancia
435.5	41.0	489.5	52.6	422.2	38.1
461.2	46.6	515.2	57.2	432.0	40.5
544.3	62.2	529.8	59.9	438.6	41.7
564.1	64.9	541.4	61.8	444.6	43.0
577.4	66.7	551.8	63.2	450.1	44.3
588.7	67.9	561.9	64.6	455.9	45.4
599.6	69.5	572.5	65.9	462.0	46.8
610.9	71.0	584.8	67.2	468.7	48.4
624.2	72.4	600.8	70.1	477.7	50.3
645.9	74.6	627.3	72.7	495.2	53.5
$\Sigma X =$	636.8	$\Sigma Y =$	635.2	$\Sigma Z =$	452.0
$\Sigma X(fX) =$	62.4446	$\Sigma Y(fY) =$	63.52	$\Sigma Z(fZ) =$	53.3993
$x = X / \{X+Y+Z\}$	0.3481	$y = Y / \{X+Y+Z\}$	0.3541	$z = Z / \{X+Y+Z\}$	0.2977

Con base en el procedimiento establecido en el apéndice 1, los datos experimentales expresan que la longitud de onda dominante es 580nm, que corresponde a un tono amarillo con 20% pureza.

Las aguas contaminadas pueden tener diversos colores, sin embargo, generalmente no se pueden establecer relaciones claras entre el color y el tipo de contaminación.

Al comparar los datos de color aparente y color verdadero, se aprecia que aún después del centrifugado, además de materia en solución hay una gran cantidad de materia suspendida.

3.1.2 Olor

Las muestras tenían un ligero olor a pegamento blanco, pero eran prácticamente inodoras.

Al agregar pegamento blanco al modelo durante el proceso de producción resulta obvia la causa del olor de la muestra. El hecho de que la muestra tenga este olor hace pensar que el pegamento es una de las principales fuentes de contaminación del agua.

3.1.3 pH

Los resultados de pH obtenidos fueron los siguientes:

Muestra	pH
Muestreo 1	6.50
Muestreo 2	6.98
Muestreo 3	7.13
Promedio	6.87

El pH esta dentro del rango permisible que marca la NOM-001-ECOL-1996 que es de 5 a 10 unidades potencial hidrógeno (pH). También se encuentra dentro del rango establecido por la NOM-127-SSA1-1994 que va de 6.5 a 8.5, por lo que no se considera un problema en las muestras.

3.1.4 Conductividad

Los resultados de conductividad obtenidos son los siguientes:

Muestra	Conductividad (μS)
Muestreo 1	330
Muestreo 2	405
Muestreo 3	498
Promedio	411

La conductividad es un parámetro que la NOM-001-ECOL-1996, no contempla como contaminante en las descargas en aguas y bienes nacionales; tampoco es contemplado por la NOM-127-SSA1-1994, ni por la CONAGUA, por lo que el punto de comparación será que los valores de conductividad de las aguas naturales dulces oscilan entre 100 y 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en salmueras pueden alcanzarse valores de 100,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Así pues la conductividad esta dentro del rango normal de las aguas dulces.¹⁷

3.1.5 Temperatura

La temperatura que tenían las muestras de agua residual al momento de realizarse la recolección fueron las siguientes:

Muestra	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
Muestreo 1	14.4
Muestreo 2	15.8
Muestreo 3	16.1
Promedio	15.43

La temperatura de las muestras es la temperatura ambiente, la NOM-001-ECOL-1996 establece, dependiendo del uso que tenga el cuerpo receptor de la descarga que no aplica o que el límite máximo permisible es de 40°C en los casos donde no sea así, por lo cual las muestras no lo exceden.

¹⁷ IGME, EPTISA. "Calidad y contaminación de las aguas subterráneas en España". [en línea]. España 1985. <http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/pdf/lib43/1_1.pdf> [Consulta: Octubre 2010]

3.1.6 Turbidez

Los resultados de turbidez obtenidos fueron los siguientes:

Muestra	Turbidez (NTU)
Muestreo 1	165
Muestreo 2	342
Muestreo 3	231
Promedio	246

La NOM-001-ECOL-1996 no establece parámetros de turbidez, sin embargo con base en la tabla 2 de la NOM-127-SSA1-1994, "Salud Ambiental, Agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua su potabilización", las muestras superan por mucho el límite permisible de 5 unidades de turbiedad nefelométricas (NTU o UTN), por lo que con base en este criterio el agua estaría muy contaminada, esto se confirma con el hecho de que la muestra posee mucho color aparente.

Tabla 2 de la NOM-127-SSA1-1994. Límites permisibles de características químicas

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto.
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultados de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico).
Turbiedad	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.

3.1.7 Dureza

La dureza obtenida por las muestras fue la siguiente:

Muestra	Dureza (CaCO ₃ mg/L)
Muestreo 1	78
Muestreo 2	76
Muestreo 3	68
Promedio	74

La dureza es un parámetro que tampoco aparece en la NOM-001-ECOL-1996, sin embargo, la NOM-127-SSA1-1994, establece como límite permisible 500 mg/L de dureza total (como CaCO₃). Además, de acuerdo a la tabla 3.1 las aguas se pueden clasificar de acuerdo a la dureza de la siguiente manera:

Tabla 3.1. Rangos de dureza total.¹⁸

Dureza como CaCO ₃ (mg/L)	Interpretación
0-40	Agua muy blanda
40-80	Agua blanda
80-120	Agua de dureza media
120-180	Agua bastante dura
180-300	Agua dura
> 300	Agua muy dura

Las muestras se encuentran en el rango de agua blanda y no rebasan el límite de 500 mg/L de dureza total establecido en la NOM-127-SSA1-1994. Por ello, al cumplir con límites establecidos para aguas potables podrían, en base a este criterio, ser vertidas libremente en los mantos acuíferos.

En cuanto a un posible uso industrial no rebasa los 100 mg/L establecidos en las normas de calidad para el agua de proceso de la industria papelera¹⁹. El límite de dureza en agua para calderas es de 0 mg/L, ya que la dureza es la principal fuente de incrustaciones así que las muestras no serían aptas para este uso.

¹⁸ PÜRSCHER, W. *La calidad de las aguas y su tratamiento*. URMO S.A. España, 1976.

¹⁹ SMOOK G.A. *Manual para técnicos de pulpa y papel*. TAPPI Press. USA, 1990.

3.1.8 Oxígeno Disuelto (OD)

El oxígeno disuelto presente en las muestras a 18°C es el siguiente:

Muestra	Oxígeno Disuelto	
	mg/L	% saturación
Muestreo 1	7.2	75%
Muestreo 2	6.8	65%
Muestreo 3	8.4	86%
Promedio	7.47	75.3%

El oxígeno disuelto no tiene mayor relevancia para ninguna de las normativas utilizadas en este trabajo (NOM-001-ECOL-1996, NOM-127-SSA1-1994 y CONAGUA), sin embargo, de acuerdo a la Tabla 3.2 se puede clasificar a las muestras de agua dentro de la categoría de calidad aceptable.

Tabla 3.2. Calidad del agua en base al nivel de oxígeno.

Nivel de OD (ppm)	Calidad del agua
0.0 - 4.0	Mala Ciertas poblaciones de peces y macroinvertebrados empezarán a bajar.
4.1 - 7.9	Aceptable
8.0 - 12.0	Buena
12.0 +	Repita la prueba El agua puede airearse artificialmente.

Este parámetro tiene especial importancia ya que si lo que se quiere es utilizar el agua tratada para realimentar los mantos acuíferos es necesario un buen nivel de OD para que las poblaciones de peces y macroinvertebrados que ahí vivan no sufran daño alguno.

La mayoría de los ríos y riachuelos requieren un mínimo de 5 - 6 ppm para soportar una diversidad de vida acuática. Por lo que en base a este parámetro el agua es apta para integrarse a los mantos acuíferos.

3.1.9 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de las muestras es la siguiente:

Muestra	DBO (mgO ₂ /L)
Muestreo 1	44
Muestreo 2	50
Muestreo 3	41
Promedio	45

En la NOM-001-ECOL-1996, así como para organismos tales como la CONAGUA, la DBO es de gran importancia para determinar el grado de contaminación de un cuerpo de agua ya que nos da una idea de la cantidad de la materia orgánica presente, pues al haber una alta concentración de materia orgánica se utiliza mayor cantidad de oxígeno para descomponerla y por tanto hay una mayor DBO.

La NOM-001-ECOL-1996, establece diversos límites máximos permisibles para la DBO dependiendo del cuerpo de agua receptor y varía desde valores de promedio diario de 60 mg/L para protección de vida acuática en ríos y embalses naturales y artificiales para uso público urbano; hasta valores de promedios diarios de 200 mg/L para uso en riego agrícola de ríos, así como para aguas de explotación pesquera, navegación y otros usos.

Los valores de DBO de las muestras no rebasan el valor de 60 mg/L que sería el límite más estricto. Como muestra la tabla 3.3 la calidad del agua sería contaminada por lo que en base a este parámetro no sería recomendable descargarla a los mantos acuíferos.

Tabla 3.3. Clasificación de calidad del agua en base a la DBO. CONAGUA, 2005.

Criterio	Clasificación
DBO \leq 3	EXCELENTE No contaminada.
3 < DBO \leq 6	BUENA CALIDAD Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable.
6 < DBO \leq 30	ACEPTABLE Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente.
30 < DBO \leq 120	CONTAMINADA Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal.
DBO > 120	FUERTEMENTE CONTAMINADA Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales.

3.1.10 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de las muestras es la siguiente:

Muestra	DQO (mgO ₂ /L)
Muestreo 1	447
Muestreo 2	598
Muestreo 3	367
Promedio	471

La NOM-001-ECOL-1996 no toma en cuenta la DQO; sin embargo, éste es un parámetro importante ya que indica la cantidad total de materia orgánica presente en los cuerpos de agua. El incremento de la concentración de este parámetro incide en la disminución del contenido de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua receptores con la consecuente

afectación a los ecosistemas, es por ello que organismos como la CONAGUA, lo toman en cuenta para determinar el grado de contaminación de un cuerpo de agua. La tabla 3.4 muestra la calidad del agua en base a la DQO. Las muestras tendrían una la clasificación de fuertemente contaminadas por lo que no podrían ser descargadas en aguas y bienes nacionales.

Tabla 3.4. Clasificación de calidad del agua con base en la DQO. CONAGUA, 2005

Criterio	Clasificación
DQO ≤ 10	EXCELENTE No contaminada.
10 < DQO ≤ 20	BUENA CALIDAD Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable.
20 < DQO ≤ 40	ACEPTABLE Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente.
40 < DQO ≤ 200	CONTAMINADA Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal.
DQO > 200	FUERTEMENTE CONTAMINADA Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales.

3.1.11 Sólidos

Sólidos Sedimentables

A continuación se muestran los resultados obtenidos para los sólidos sedimentables en las muestras:

Muestra	Sólidos sedimentables (mL/L)
Muestreo 1	0.2
Muestreo 2	0.1
Muestreo 3	0.2
Promedio	0.167

Como se puede observar, la muestra de agua residual casi no tenía sólidos sedimentables, y no rebasaba el promedio diario de 2 mL/L, ni el promedio mensual de 1 mL/L, para descargas a ríos, embalses naturales y artificiales, ni aguas o humedales que marca la NOM-001-ECOL-1996.

Sólidos Totales

Muestra	Sólidos totales (mg/L)	Sólidos totales volátiles (mg/L)	Sólidos totales fijos (mg/L)
Muestreo 1	3,584	3,082	502
Muestreo 2	3,000	2,680	320
Muestreo 3	3,120	2,740	380
Promedio	3,234.7	2,834	400.7

En cuanto a los sólidos totales presentes en el agua la NOM-001-ECOL-1996, no establece ningún límite máximo permisible, sin embargo, con base en datos de la CONAGUA 2007, los sólidos totales son uno de los parámetros que permite evaluar la salinización de aguas subterráneas y de acuerdo a su concentración las aguas subterráneas se clasifican en dulces (menos de 1,000 mg/L), ligeramente salobres (1,000-2,000 mg/L), salobres (2,000-10,000 mg/L) y salinas (más de 10,000 mg/L). Con base en esta clasificación las muestras estarían en la categoría de aguas salobres.

Sólidos Suspendidos Totales

Muestra	Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	Sólidos suspendidos fijos (mg/L)	SDT (mg/L)	SDV (mg/L)	SDF (mg/L)
Muestreo 1	286	286	0	3298	2796	502
Muestreo 2	212	212	0	2788	2468	320
Muestreo 3	240	240	0	2880	2500	380
Promedio	246	246	0	2988.7	2588	400.7

En cuanto a los sólidos suspendidos totales, de acuerdo a la NOM-001-ECOL-1996, las muestras no podrían ser descargadas aguas y bienes nacionales, ya que sobrepasan los límites establecidos, que son:

P.M.= 150.0 mg/L de sólidos suspendidos totales

P.D.= 200.0 mg/L de sólidos suspendidos totales

En cuanto a los sólidos disueltos totales, la anterior norma no establece límites, sin embargo la NOM-127-SSA1-1994, establece un límite máximo permisible de 1,000 mg/L para agua potable. En este caso, las muestras rebasarían el límite máximo permisible.

3.2 Análisis de metales

3.2.1 Cobre

Los resultados de cantidad de cobre presente en las muestras son los siguientes:

Muestra	Cobre (mg/L)
Muestreo 1	0
Muestreo 2	0
Muestreo 3	0
Promedio	0

El cobre presente en las muestras es nulo por lo que cumple con los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, para cualquier cuerpo receptor. Así mismo, cumple con los límites de la NOM-127-SSA1-1994.

3.3 Resumen de los análisis

Con base en los análisis realizados, los parámetros que están por encima de las normas, dando una calidad no aceptable al agua, son:

- Color verdadero y aparente
- Olor
- Turbidez
- DBO
- DQO
- Sólidos suspendidos totales.
- Sólidos disueltos totales

En el caso particular de cumplir únicamente con la NOM-001-ECOL-1996, el contaminante principal a eliminar son los sólidos suspendidos totales.

A continuación se muestra una tabla con el resumen de los parámetros medidos y su comparación con los límites establecidos en las normas NOM-001-ECOL-1996, NOM-127-SSA1-1994 y CONAGUA, tomando como datos para los límites de la NOM-001- ECOL-1996 los promedios diarios de descargas en ríos de uso en riego agrícola.

Tabla 3.5. Tabla comparativa de resultados con los límites establecidos.

Parámetro	Normativa	Límite que establece	Muestreo 2	
			Valores	Cumple con los límites
Color (unidades de color)	NOM-127-SSA1-1994	20	600	No
Olor	NOM-127-SSA1-1994	Agradable	Olor a pegamento	No
pH	NOM-001-ECOL-1996	5.5 – 10	6.98	Si
	NOM-127-SSA1-1994	6.5 - 8.5	6.98	Si
Temperatura (°C)	NOM-001-ECOL-1996	N. A	15.8	Si
Turbiedad (NTU)	NOM-127-SSA1-1994	5	342	No
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	NOM-127-SSA1-1994	500.0	76	Si
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	NOM-001-ECOL-1996	200	50	Si
	CONAGUA	Buena (3 – 6) Aceptable (6 – 30)	50	No
DQO (mgO ₂ /L)	CONAGUA	Buena (10 – 20) Aceptable (20 – 40)	598	No
Sólidos sedimentables (ml/L)	NOM-001-ECOL-1996	1	0.1	Si
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	NOM-001-ECOL-1996	150	212	No
	CONAGUA	Buena (25 – 75) Aceptable (75 – 150)	212	No
Sólidos disueltos totales (mg/L)	NOM-127-SSA1-1994	1000.0	2788	No
Cobre (mg/L)	NOM-001-ECOL-1996	6.0	0	Si
	NOM-127-SSA1-1994	2.0	0	Si
Conductividad (µS/cm)	Se tomarán como referencia las aguas naturales	100 –2000	405	Si
Oxígeno disuelto (mgO ₂ /L)		Buena (8 – 12) Aceptable (4.1 – 7.9)	6.8	Si

Los valores corresponden a los promedios diarios de los muestreos realizados.

4. TRATAMIENTO PROPORCIONADO A LA MUESTRA

El criterio de diseño del tratamiento que se dará a las muestras de agua debe basarse en los contaminantes específicos que se piensan remover, los factores ambientales que pueden afectar a la remoción de dichos contaminantes y el grado de pretratamiento del agua residual necesario para la implementación del sistema.

En este caso, los principales parámetros que se quieren mejorar son color, olor, turbidez, DBO, DQO, sólidos totales y sólidos suspendidos totales.

Como se mencionó antes, el *tratamiento de aguas residuales* consiste en una serie de procesos que tienen como fin eliminar los contaminantes físicos, químicos y biológicos presentes en un efluente.

Para la realización de esta tesis se decidió llevar a cabo el tratamiento de las muestras de agua residual utilizando únicamente procesos físicos y químicos, esto debido a que después de una investigación bibliográfica se llegó a la conclusión de que la filtración por si sola es el método predilecto para eliminar la turbidez y el color, mientras que la coagulación química y filtración pueden eliminar turbidez, olor y color, así como sólidos disueltos, coloidales o suspendidos.

Además la relación de DQO/DBO_5 conocida como *índice de biodegradabilidad*, ayuda a decidir el tratamiento que se le dará a la muestra.

- $DQO/DBO = 1.5 \Rightarrow$ Materia orgánica muy degradable, fácilmente tratable de forma biológica.
- $DQO/DBO = 2 \Rightarrow$ Materia orgánica moderadamente degradable
- $DQO/DBO = 10 \Rightarrow$ Materia orgánica poco degradable. Se interpreta como un vertido de tipo inorgánico imposible de tratar de forma biológica.

Al tener un *índice de biodegradabilidad* promedio de 10.44, se puede concluir que los vertidos son de tipo inorgánico, poco biodegradables y por ello, son convenientes los tratamientos físico-químicos.

Lo anterior llevó a la idea de que era posible remover todos estos contaminantes de manera efectiva sin la ayuda de agentes biológicos y que, probablemente, este método sería más económico a largo plazo ya que al ser los contaminantes poco biodegradables la efectividad de un método biológico sería baja, además de que sería necesario comprar cierto equipo para tener las condiciones necesarias para la proliferación de los organismos biológicos que degradaran los contaminantes presentes en la muestra.

Para lograrlo, se analizó a fondo el proceso de elaboración de papel reciclado mediante el cual se obtuvieron las muestras para así deducir en qué parte del proceso se daba la contaminación del agua y qué lo causaba, así fue como se llegó a la conclusión de que el principal contaminante del efluente era el pegamento blanco añadido a la pasta como aditivo durante el proceso de licuado, ya que la malla (mosquitero) usada para separar la pasta de una buena parte del agua lograba retener casi en su totalidad la pasta de papel. Además, a pesar de que el papel se dejaba remojar más de dos horas, la tinta que se encontraba en el papel de reuso no se solubilizaba fácilmente, por lo que casi no contribuía a la contaminación del agua.

Así mismo, el ligero olor a pegamento de la muestra indica esta fuente de contaminación e incluso, es posible ver en la figura 4.1 que las muestras son de color blanco opaco, color del pegamento blanco añadido, lo que finalmente reafirma que éste es el causante de la mayor parte de la contaminación.



Figura 4.1. Recolección de las muestras

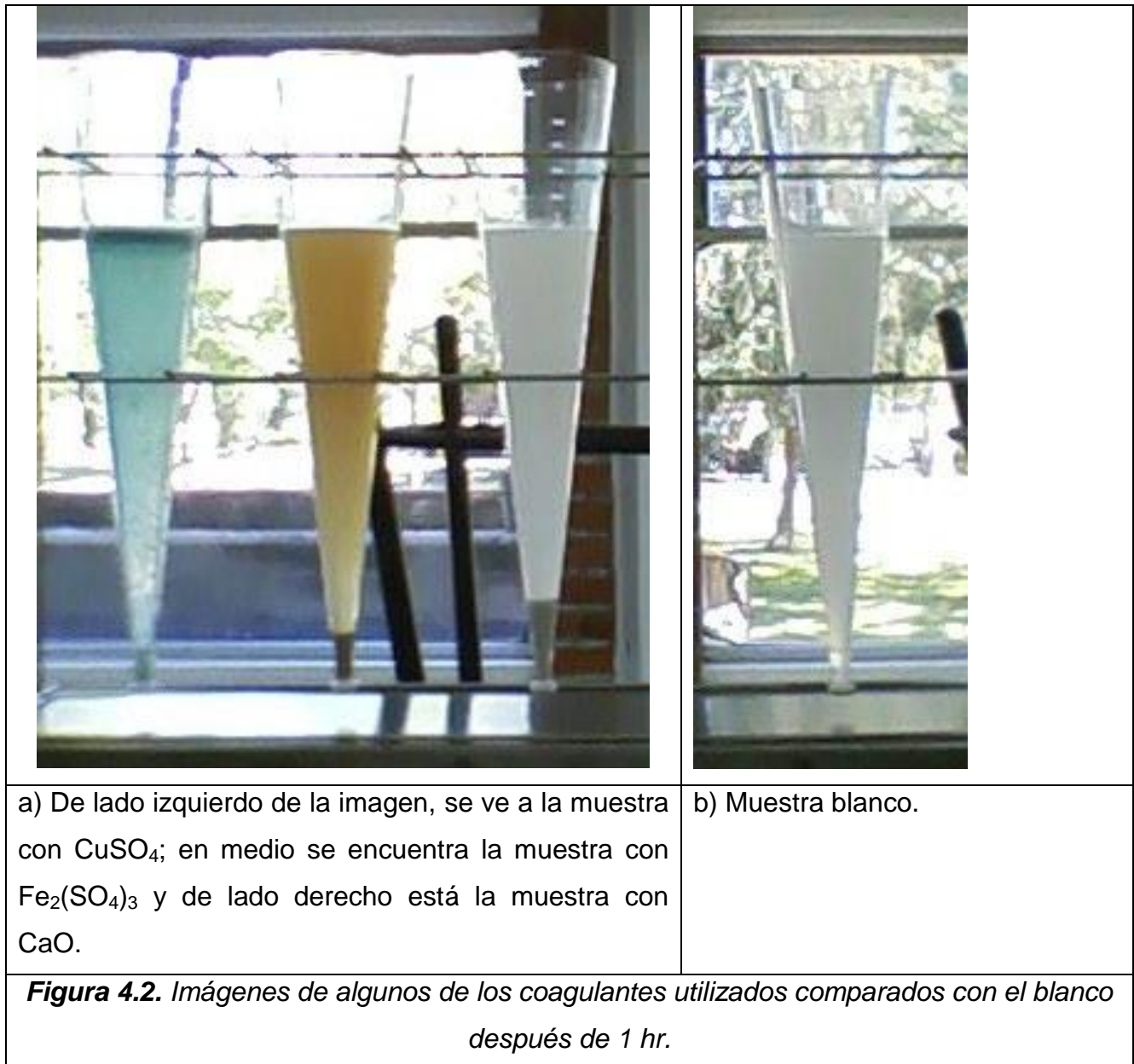
Una vez definido el primer causante de la contaminación se procedió a investigar la mejor forma de eliminación, así pues, se encontró en la literatura que una forma de remover al acetato de polivinilo (PVA), principal componente del pegamento blanco, se utilizaba la hidrólisis básica. Sin embargo, después de varios intentos esa opción fue descartada ya que la turbidez no se reducía en más del 30%.

Después de indagar más en el tema se procedió a probar con diversos productos químicos conocidos por su buena acción coagulante, en este caso se realizaron pruebas de jarras con:

- Sulfato de aluminio, $Al_2(SO_4)_3$
- Cloruro Férrico, $FeCl_3$
- Sulfato Férrico, $Fe_2(SO_4)_3$
- Sulfato Ferroso, $FeSO_4$
- Óxido de Calcio, CaO
- Hidrofloc, coagulante polielectrolíto.
- Sulfato cúprico, $CuSO_4$

Cabe resaltar que para las pruebas de jarras de cada coagulante, se utilizaron los siguientes pHs: 3, 5, 7, 9 y 11; después se procedió a encontrar la dosis adecuada de cada coagulante en base a la turbidez final de la muestra.

Con la finalidad de ilustrar el proceso de selección de coagulante, se colocaron las muestras con CuSO_4 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ y CaO a $\text{pH} \approx 7$, que es el que se acerca al pH inicial de las muestras, en conos Imhoff haciendo más fácil la comparación de la eficiencia de cada uno. Figura 4.2.



Como se observa en la figura anterior, el coagulante que presentaba la mayor reducción de turbidez al pH inicial del agua fue el CuSO_4 presente en el cono del lado izquierdo. Al obtener el pH y dosis adecuada de cada coagulante, nuevamente se concluyó que el de mayor eficiencia era el CuSO_4 a un pH básico de entre 11 y 12 en dosis de 1.5 g por cada litro de muestra, con lo que se reducía hasta el 70% de la turbidez.

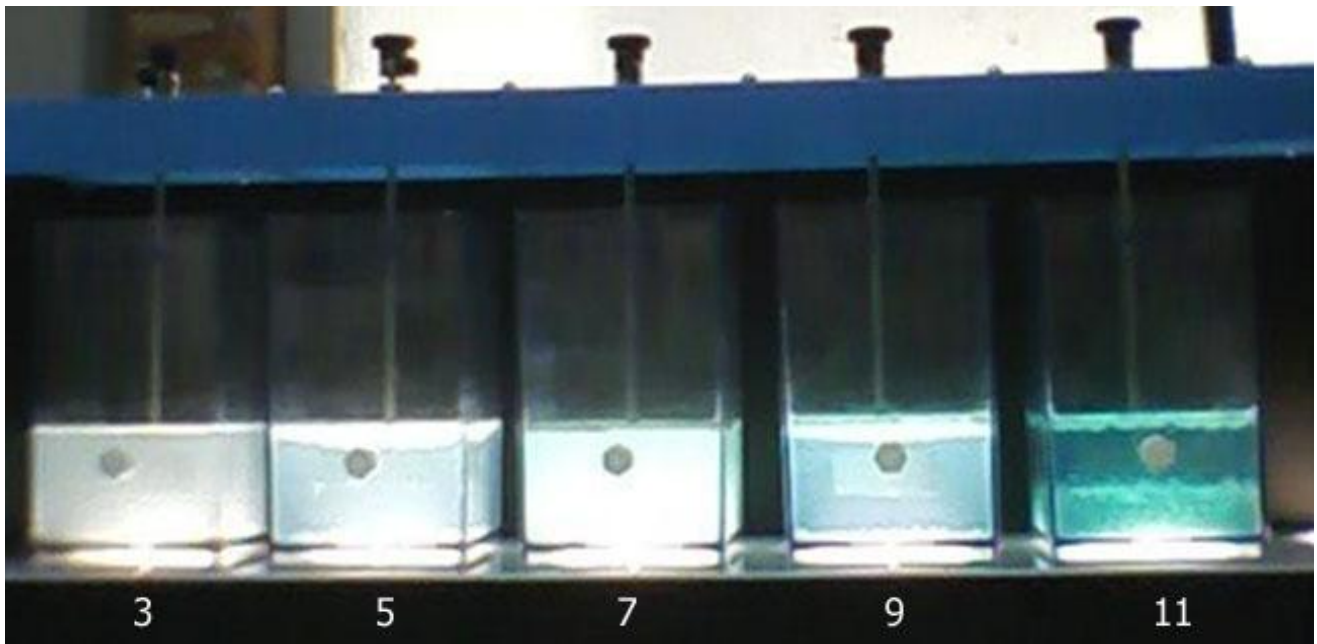


Figura 4.3. Prueba de jarras del CuSO_4 , el valor del pH se encuentra debajo de cada jarra.

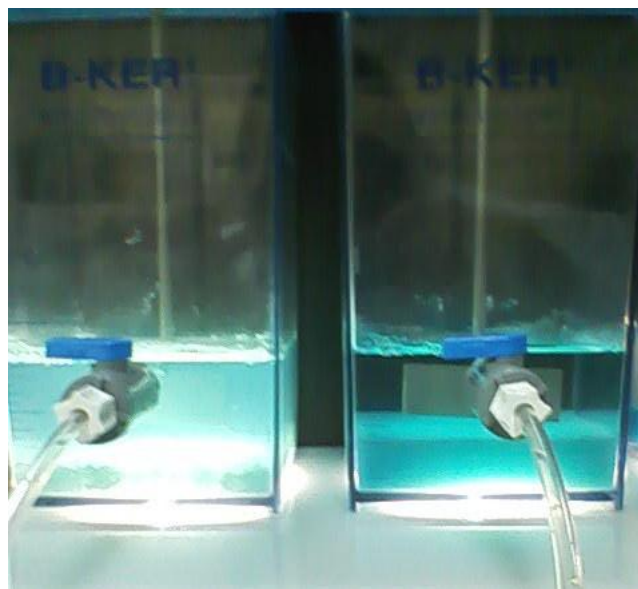


Figura 4.4. Dosis correcta de coagulante a pH 10, (izquierda) y dosis correcta de coagulante a pH 11, (derecha).

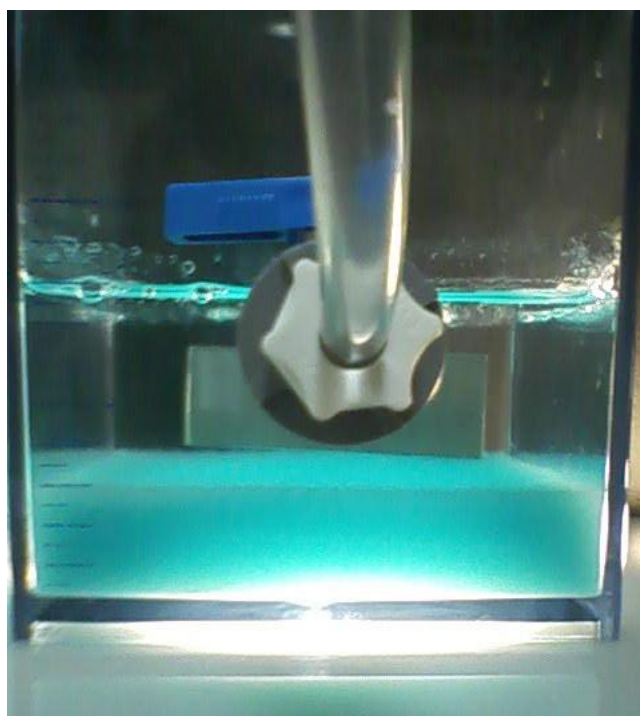


Figura 4.5. Muestra con la dosis de 1.5 g de CuSO_4 y el pH de 11 después de 1hr.

Una vez sedimentados los flóculos, se procede a decantar la muestra y a filtrarla con carbón activado para elevar la eficiencia del proceso.

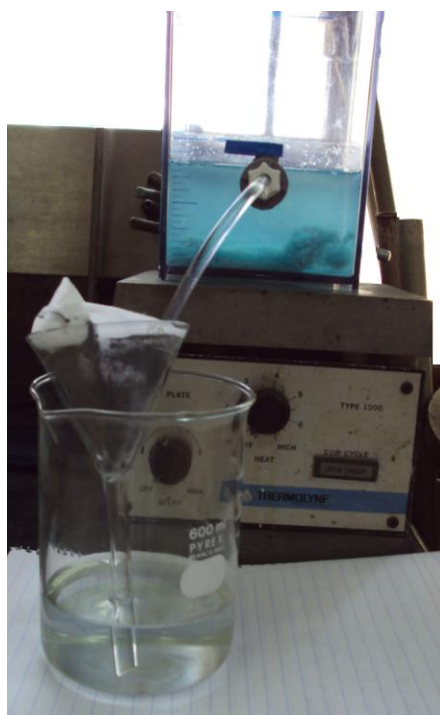


Figura4.6. Filtración de la muestra

Al analizar este primer filtrado, se encontró presencia de cobre, ya que las partículas residuales de cobre soluble no son retenidas por el filtro con carbón activado debido al pequeño tamaño de partícula. Por esto se plantearon varias ideas de eliminación química:

- Extracción, con ayuda de algún solvente
- Precipitación
- Adsorción, con algún sólido mesoporoso

Eligiéndose el método de precipitación química por considerarse el más fácil, barato y menos contaminante, ya que el hecho de usar solventes removería el cobre pero contaminaría el agua causando problemas en la separación del solvente- agua, mientras que la preparación del sólido mesoporoso es costosa y difícil.

Para realizar la precipitación química se realizaron y analizaron los siguientes diagramas del Cobre:

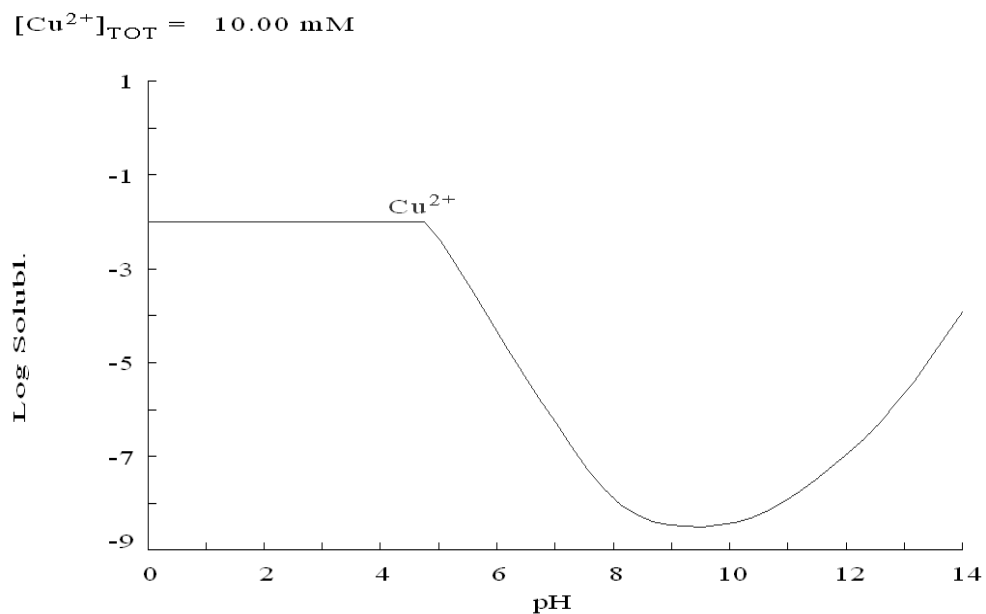


Figura 4.7. Diagrama de solubilidad del cobre Vs pH.

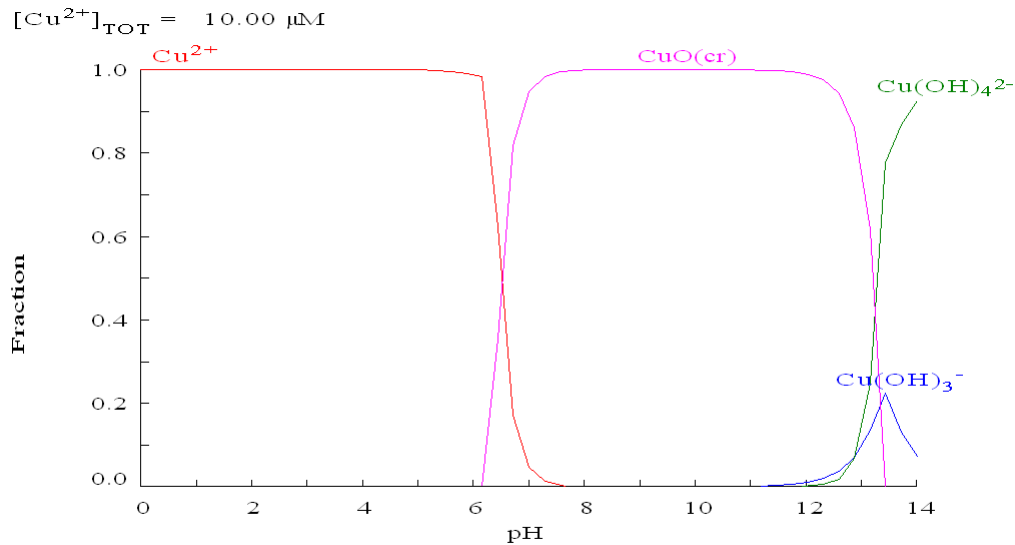


Figura 4.8. Diagrama de especiación química del cobre Vs pH.

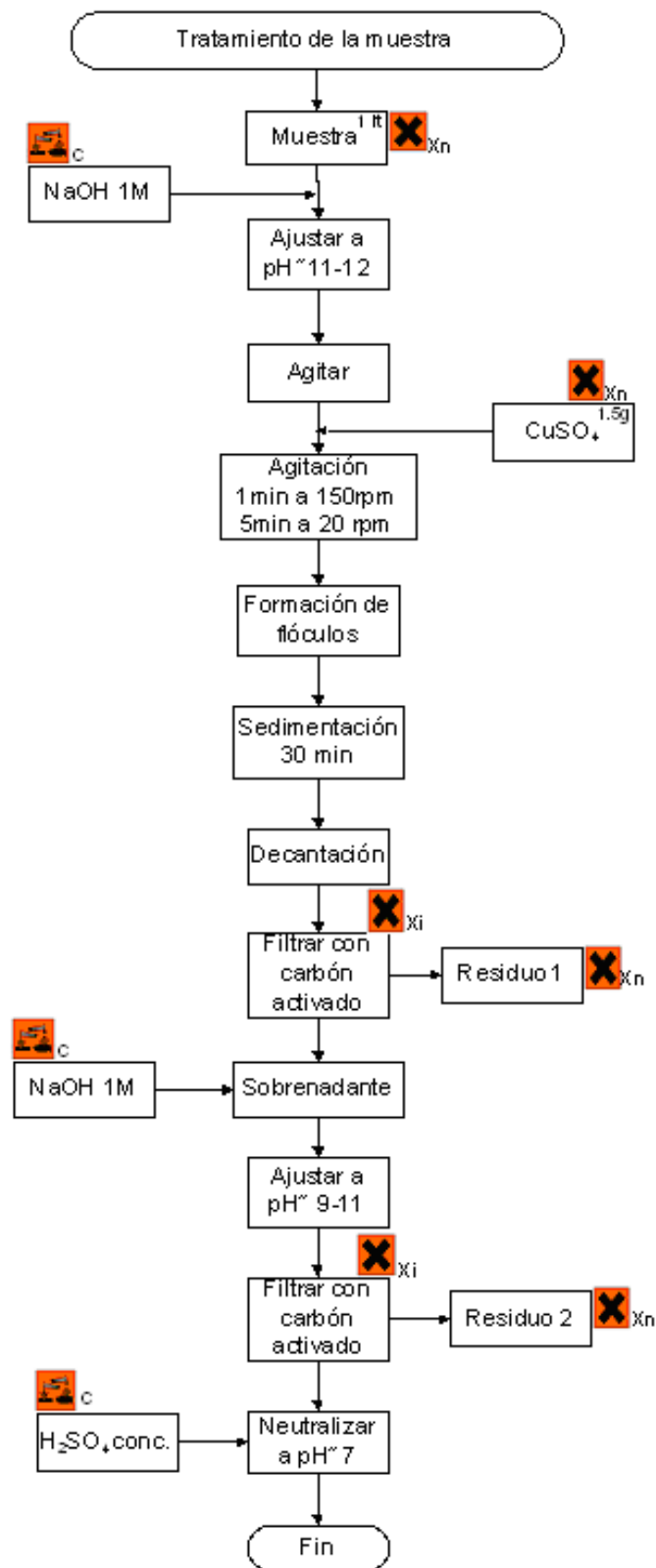
Como se puede observar, el pH óptimo para lograr la precipitación del cobre es de entre 9 y 11, ya que a ese pH todo el cobre se encuentra en forma de CuO que es un sólido que se precipita.

Para alcanzar el pH adecuado y poder precipitar el cobre se utilizó hidróxido de sodio concentrado, tratando de mantener un pH constante, logrando la mayor precipitación de cobre posible.

Después de precipitar el cobre al pH adecuado, se procedió a filtrar de nuevo la muestra con ayuda de carbón activado, para un mayor rendimiento. Una vez realizado esto, se midió la cantidad de cobre presente en la muestra obteniéndose valores menores a los establecidos como máximos permisibles por la NOM-001-ECOL-1996.

Por último, se procedió a ajustar el pH de la muestra con ayuda de ácido sulfúrico concentrado para lograr que cumpliera con los parámetros establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, además de reducir interferencias que el pH básico podría causar en la determinación de ciertos parámetros.

A continuación se muestra un diagrama ecológico del tratamiento dado a la muestra.



El residuo 1 y el residuo 2, correspondientes al carbón activado pueden ser reutilizados después de su correcto tratamiento o, de lo contrario, puede desecharse junto a las sales orgánicas no tóxicas directamente en un contenedor previamente destinado para este uso.

En el caso de que se planeara construir una planta de tratamiento de aguas con este proceso, la figura 4.9 muestra el diagrama de flujo del proceso, sin embargo, no se ahondará más en el tema ya que eso no es parte de este trabajo.

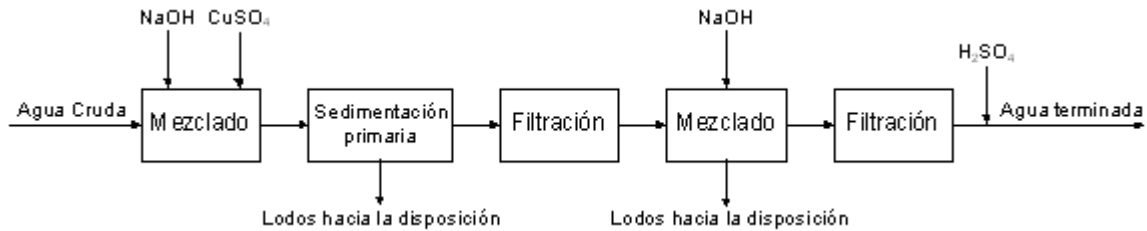


Figura 4.9. Diagrama de flujo del proceso de tratamiento proporcionado a la muestra

4.1 Costo del tratamiento

Con base en el tratamiento proporcionado a las muestras de agua, se procede a calcular el costo del litro de agua tratada de la siguiente manera:

Suponiendo que sea despreciable el costo del equipo, puesto que en caso de vender el agua tratada esta inversión inicial se recuperaría, tomaremos en cuenta solo el precio de los reactivos utilizados para el tratamiento.

Para tratar 1 litro de agua se utiliza:

1.5 g de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$

5 g de NaOH solución al 50%

5 g de Carbón activado en polvo

En base a cotizaciones realizadas el 09 de noviembre del 2010 se tiene que:

1 kg. de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ marca JT Baker cuesta \$ 916.20 M.N

1 kg. de NaOH solución al 50% cuesta \$5.50 M.N

1 kg de carbón activado (vegetal) marca Sigma en polvo \$35.30 M.N

Por tanto, el costo del tratamiento sería:

$$\text{Costo} = (\text{Volumen de agua}) * ((\text{Precio del CuSO}_4 * \text{Dosis}) + (\text{Precio del NaOH} * \text{Dosis}) + (\text{Precio del carbón activado} * \text{Dosis}))$$

$$\text{Costo de 1L de agua tratada} = (1\text{L}) * ((\$916.20/\text{kg} * 0.0015\text{kg/L}) + ((\$5.50/\text{kg} * 0.005\text{kg/L}) + (\$35.30/\text{kg} * 0.005\text{kg/L}))$$

$$\text{Costo de 1L de agua tratada} = \$ 1.58 \text{ M.N}$$

El costo podría reducirse ya que el carbón activado y el cobre residual resultado de la segunda filtración se podrían recuperar. Además, si se planeará realizar el tratamiento a escala industrial, el costo por reactivo disminuiría ya que los proveedores podrían dar precios de mayoreo; igualmente se podría reducir el costo cambiando el filtro de carbón activado, en ciertas etapas del proceso, por filtros de arena que son hasta siete veces más económicos. Al realizarse a escala industrial, también es posible que la eficiencia aumente como consecuencia de tener mejores equipos para el proceso.

Con base en la investigación de campo realizada en la planta de tratamiento de aguas zona oriente de Toluca, donde se tratan aguas municipales mediante lodos activados con la finalidad de cumplir con la NOM-001-ECOL-1996, para devolverla al río Lerma contribuyendo a su saneamiento, se tiene que el costo del tratamiento es de aproximadamente $\$1/\text{m}^3$ de agua tratada. Mientras que en la planta de tratamiento de aguas municipales ubicada en la colonia los Rosarios, Tlalnepantla, que también utiliza el tratamiento con lodos activados, el costo es de aproximadamente $\$2.80/\text{m}^3$ de agua tratada. Con base en estas referencias, se puede pensar que el tratamiento aquí propuesto tiene un costo elevado. Sin embargo, la comparación de costos no puede realizarse directamente, ya que, además del hecho de que el tratamiento aquí propuesto se realizó a pequeña escala, mientras que los otros son realizados a gran escala, cabe resaltar la diferencia entre los contaminantes que cada efluente posee, diferencia que incluso es notable entre las dos plantas de tratamiento de aguas municipales y que se ve reflejada en la diferencia de costos del agua tratada.

Finalmente, se debe tomar en cuenta que siempre resultará más caro a largo plazo el seguir contaminando las pocas fuentes de agua que se tienen actualmente y que cualquier medida para evitar esta contaminación resultara más económica que disminuir la disponibilidad de este valioso recurso.

5. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS DESPUÉS DEL TRATAMIENTO

La cantidad de muestras analizadas es la misma que se mencionó en el capítulo 3, y la nomenclatura utilizada será la mencionada en el mismo.

5.1 Pruebas fisicoquímicas aplicadas

5.1.1 Color verdadero y color aparente

A simple vista las muestras son incoloras.

A continuación se presenta una tabla con los promedios de los resultados obtenidos de la medición de transmitancia realizada en el espectrofotómetro a tres muestras diferentes:

X(λ)	Transmitancia	Y (λ)	Transmitancia	Z (λ)	Transmitancia
435.5	95.6	489.5	95.6	422.2	95.3
461.2	95.6	515.2	95.9	432.0	95.6
544.3	96.0	529.8	96.0	438.6	95.6
564.1	95.9	541.4	96.0	444.6	95.4
577.4	96.0	551.8	96.0	450.1	95.5
588.7	96.2	561.9	96.0	455.9	95.7
599.6	96.3	572.5	96.0	462.0	95.6
610.9	96.3	584.8	96.2	468.7	95.7
624.2	96.3	600.8	96.3	477.7	95.5
645.9	96.5	627.3	96.3	495.2	95.7
ΣX=	960.5	ΣY=	959.9	ΣZ=	955.4
ΣX(fX)=	94.1817	ΣY(fY)=	95.99	ΣZ(fZ)=	112.8710
x=X/{X+Y+Z}	0.3108	y=Y/{X+Y+Z}	0.3168	z=Z/{X+Y+Z}	0.37246

De acuerdo a los datos anteriores el color verdadero de las muestras es incoloro y, al encontrarse al centro del diagrama de cromaticidad no se encontró longitud de onda dominante.

Mientras que mediante el aparato de Hellige se obtuvo un color aparente de 11.6 unidades de color en promedio.

Este último dato resulta muy satisfactorio ya que cumple con el límite de 20 unidades de color establecido en la NOM-127-SSA1-1994, lo que no era posible antes del tratamiento.

Al comparar los resultados de color de la muestra antes y después de ser tratada se concluye que el tratamiento proporcionado es eficaz reduciendo el color lo que se reflejará en otros parámetros como reducción de sólidos disueltos y sedimentables y menor turbidez, entre otros.



Figura 5.1. Muestra de agua después del tratamiento.

5.1.2 Olor

Las muestras eran inodoras.

Al final del tratamiento se logro eliminar el olor de la muestra, lo que es buena señal de que el tratamiento funciona.

5.1.3 pH

Los resultados de pH obtenidos son los siguientes:

Muestra	pH
Muestreo 1	7.35
Muestreo 2	7.91
Muestreo 3	7.57
Promedio	7.61

El pH final esta dentro del rango permisible que marca la NOM-001-ECOL-1996 y la NOM-127-SSA1-1994.

5.1.4 Conductividad

Muestra	Conductividad (μS)
Muestreo 1	2998
Muestreo 2	2942
Muestreo 3	2917
Promedio	2952.3

La conductividad de la muestra ya tratada aumentó considerablemente, hasta en un 585.7% esto se debe a que durante el tratamiento fueron añadidas sustancias como: NaOH, H₂SO₄ y CuSO₄; las cuales al entrar en contacto con el agua se ionizan aumentando así la conductividad eléctrica. Sin embargo, los iones Na⁺, Cu²⁺ y SO₄²⁻ no afectan el uso del agua si ésta es para riego.

Ahora bien recordando que los valores de conductividad de las aguas naturales dulces oscilan entre 100 y 2,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en salmueras pueden alcanzarse valores de 100,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podemos darnos cuenta de que las muestras ahora serían clasificadas como agua salobre debido al aumento de la conductividad. De acuerdo a la NOM-127-SSA1-1994, al ser considerada agua salobre no sería apta para el consumo humano.

5.1.5 Temperatura

Las temperaturas que tenían las muestras al final del tratamiento fueron las siguientes:

Muestra	Temperatura (°C)
Muestreo 1	18.7
Muestreo 2	19.9
Muestreo 3	20.1
Promedio	19.57

Es posible observar un ligero aumento de temperatura en las muestras al final del tratamiento, sin embargo, esto no es debido al tratamiento en sí mismo, sino a que las muestras se recolectaban en las mañanas (alrededor de las 8 hrs) cuando la temperatura ambiente era baja, durante el transcurso del día, mientras se llevaba a cabo el tratamiento, la temperatura ambiente aumentaba, aumentando así la temperatura de las muestras tratadas, es decir, que la temperatura de las muestras siempre ha sido la ambiental, y el proceso de tratamiento no modifica este parámetro.

Además, no se rebasa el límite máximo permisible de 40°C establecido en la NOM-001-ECOL-1996.

5.1.6 Turbidez

Los resultados de turbidez obtenidos fueron los siguientes:

Muestra	Turbidez (NTU)
Muestreo 1	0.84
Muestreo 2	1.07
Muestreo 3	0.98
Promedio	0.96

La NOM-001-ECOL-1996 no establece algún parámetro con respecto a la turbidez, pero la NOM-127-SSA1-1994 establece 5 UNT (o NTU) como límite permisible para el agua

potable, lo que indica una notable mejoría de la calidad del agua con base en este criterio, ya que la turbidez final está muy por debajo de este límite, reduciéndose la turbidez hasta en un 98% en el mejor de los casos y en el peor en un 96%, lo que también demuestra una gran efectividad de este tratamiento en la eliminación de sólidos suspendidos.

5.1.7 Dureza

Muestra	Dureza (CaCO ₃ mg/L)
Muestreo 1	20
Muestreo 2	16
Muestreo 3	0
Promedio	12

De acuerdo a la clasificación de las aguas mencionada en el capítulo 3.1.8, la dureza del agua se redujo de agua blanda a muy blanda, lo que resultaría útil si se planea utilizar el agua dentro de un proceso industrial ya que se reduciría considerablemente la formación de incrustaciones en las tuberías.

Sin embargo el uso de esta agua en calderas, intercambiadores de calor, etc. sigue sin ser recomendable al estar por encima del límite recomendado para este uso.

5.1.8 Oxígeno disuelto (OD)

El oxígeno disuelto presente en las muestras tratadas a 18.7 °C es el siguiente:

Muestra	Oxígeno Disuelto	
	mg/L	Porcentaje de saturación
Muestreo 1	8.2	87%
Muestreo 2	8.3	88%
Muestreo 3	8.7	92%
Promedio	8.4	89%

Aunque para la NOM-001-ECOL-1996 el oxígeno disuelto no tiene relevancia, con base en la Tabla 2.1 presentada en la sección 2.1.8, tenemos una mejor clasificación del agua pasando de aceptable a buena al final del tratamiento, lo que mejoraría las condiciones de vida de los organismos acuáticos en caso utilizar el agua tratada para realimentar los mantos acuíferos.

Este es otro parámetro que mejoró con el tratamiento.

5.1.9 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de las muestras tratadas es la siguiente:

Muestra	DBO (mg/L)
Muestreo 1	10
Muestreo 2	13
Muestreo 3	10
Promedio	11

Las muestras tratadas cumplen con los valores establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, que van desde valores de promedio diario de 60mg/L para protección de vida acuática en ríos y embalses naturales y artificiales para uso público urbano; hasta valores de promedios diarios de 200 mg/L para uso en riego agrícola de ríos, así como para aguas de explotación pesquera, navegación y otros usos.

Tomando límites más estrictos, como los que marca la CONAGUA, la calidad del agua mejora después del tratamiento al encontrarse en valores aceptables y ya no bajo los criterios de contaminada.

5.1.10 Demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda química de las muestras es la siguiente:

Muestra	DQO (mgO ₂ /L)
Muestreo 1	12
Muestreo 2	16
Muestreo 3	14
Promedio	14

La DQO es un parámetro que la CONAGUA considera importante para determinar el grado de contaminación de un cuerpo de agua. Con base en la clasificación de calidad del agua que este organismo da para la DQO, la calidad del agua mejora porque pasa de ser fuertemente contaminada a encontrarse dentro de la clasificación de aceptable. Lo que demuestra la eficiencia de este tratamiento para la reducción de la DQO.

5.1.11 Sólidos

Sólidos sedimentables

A continuación se muestran los resultados obtenidos para los sólidos sedimentables de las muestras tratadas.

Muestra	Sólidos sedimentables (ml/l)
Muestreo 1	0
Muestreo 2	0
Muestreo 3	0
Promedio	0

A pesar de que inicialmente las muestras contaminadas tenían muy pocos sólidos sedimentables, y no rebasaban ningún promedio diario establecido en la NOM-001-ECOL-1996, después del tratamiento estos fueron eliminados mejorando así la calidad del agua.

Sólidos totales

Muestra	Sólidos totales (mg/L)	Sólidos totales volátiles (mg/L)	Sólidos totales fijos (mg/L)
Muestreo 1	2856	396	2460
Muestreo 2	2490	188	2302
Muestreo 3	2592	344	2248
Promedio	2646	309.3	2336.7

La cantidad de sólidos totales se redujo en un pequeño porcentaje. De acuerdo a su clasificación en la CONAGUA 2007, seguirían considerándose salobres al estar dentro del rango de 2,000 a 10,000 mg/L.

La mínima reducción de sólidos totales, se debe a que a pesar de reducir drásticamente los sólidos totales volátiles incluso en un 92%, se elevó en gran medida la cantidad de sólidos totales fijos, lo que se refleja en el valor de los sólidos totales.

Sólidos suspendidos totales

Muestra	Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	Sólidos suspendidos fijos (mg/L)	SDT (mg/L)	SDV (mg/L)	SDF (mg/L)
Muestreo 1	136	136	0	2720	260	2460
Muestreo 2	76	76	0	2414	112	2302
Muestreo 3	84	84	0	2508	260	2248
Promedio	98.7	98.7	0	2547.3	210.7	2336.7

Los sólidos suspendidos se redujeron a tal grado que ya cumplen con lo establecido en la NOM-001-ECOL-1996, para descargas en ríos para uso en riego agrícola o en aguas para explotación pesquera, navegación y otros usos.

En cuanto a los sólidos disueltos totales, las muestras tratadas seguirían rebasando los 1000 mg/L establecidos como límite en la NOM-127-SSA1-1994.

5.2 Análisis de metales

5.2.1 Cobre

Las cantidades de cobre presentes en las muestras son los siguientes:

Muestra	Cobre (mg/L)
Muestreo 1	1.55
Muestreo 2	0.24
Muestreo 3	0.60
Promedio	0.79

Era de esperarse que las muestras tratadas, a diferencia de las no tratadas tuvieran cobre, tomando en cuenta que para tratar las muestras fue necesario agregar 1.5 g de CuSO_4 por cada litro de agua, lo que se traduce en una concentración de 584.35 ppm de cobre, si se compara con la concentración al final del tratamiento, se advierte que se logró eliminar hasta el 99.96% del cobre añadido, este en el mejor de los casos, que fue con el muestreo 2, o el 99.73% en el peor de los casos que fue con el muestreo 1. En cualquiera de los casos el porcentaje de eliminación fue muy bueno y más importante aún, se cumple con los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, de:

P.M.= 4.0 mg/L de cobre P.D.=6.0 mg/L de cobre

También cumple con los 2mg/L de cobre establecidos como límite en la NOM-127-SSA1-1994, lo cual indica que el coagulante utilizado fue exitosamente excluido del agua al final del proceso.

5.3 Resumen de los análisis

A continuación se muestra una tabla comparativa con el resumen de los resultados obtenidos antes y después del tratamiento otorgado a las muestras. Los límites máximos permisibles que se presentan en la NOM-001-ECOL-1996 corresponden a los establecidos para los promedios diarios de descargas en ríos de uso en riego agrícola.

Tabla 5.1. Tabla comparativa de resultados de las muestras antes y después de ser tratadas.

Parámetro	Normativa	Límite que establece	Muestreo 2		Muestreo 2	
			Antes del tratamiento		Después del tratamiento	
			Valores	Cumple con los límites	Valores	Cumple con los límites
Color (unidades de color)	NOM-127-SSA1-1994	20	600	No	11.6	Si
Olor	NOM-127-SSA1-1994	Agradable	Olor a pegamento	No	Inodora	Si
pH	NOM-001-ECOL-1996	5.5 – 10	6.98	Si	7.91	Si
	NOM-127-SSA1-1994	6.5 - 8.5	6.98	Si	7.91	Si
Temperatura (°C)	NOM-001-ECOL-1996	N.A	15.8	Si	19.9	Si
Turbiedad (NTU)	NOM-127-SSA1-1994	5	342	No	1.07	Si
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	NOM-127-SSA1-1994	500.0	76	Si	16	Si
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	NOM-001-ECOL-1996	200	50	Si	13	Si
	CONAGUA	Buena (3 – 6) Aceptable (6 – 30)	50	No	13	Si (Aceptable)
DQO(mgO ₂ /L)	CONAGUA	Buena (10 – 20) Aceptable (20 – 40)	598	No	16	Si (Buena)

Sólidos sedimentables (ml/L)	NOM-001-ECOL-1996	1	0.1	Si	0	Si
Sólidos suspendidos totales (SST)	NOM-001-ECOL-1996	150	212	No	76	Si
	CONAGUA	Buena (25 – 75) Aceptable (75 – 150)	212	No	76	Si (Aceptable)
Sólidos disueltos totales (mg/L)	NOM-127-SSA1-1994	1000.0	2788	No	2414	No
Cobre (mg/L)	NOM-001-ECOL-1996	6.0	0	Si	0.24	Si
	NOM-127-SSA1-1994	2.0	0	Si	0.24	Si
Conductividad (µS/cm)	Se tomarán como referencia las aguas naturales	100 –2000	405	Si	2942	No
Oxígeno disuelto (mgO ₂ /L)		Buena (8 – 12) Aceptable (4.1 – 7.9)	6.8	Si	8.3	Si (Buena)

Los valores corresponden a los promedios diarios del muestreo 2, pero cualquier otra muestra tratada presenta el mismo comportamiento ante los límites máximos permisibles aquí presentados.

Si se observa a detalle, el tratamiento dado a la muestra fue eficaz al disminuir la contaminación del agua en base a la NOM-001-ECOL-1996 y a los criterios establecidos por la CONAGUA.

6. CONCLUSIONES

Durante la elaboración de este trabajo se cumplieron los objetivos previamente establecidos, ya que se simuló el proceso de producción de papel reciclado de forma casera (se creó un modelo) del cuál se obtuvieron varias muestras de agua residual, que fueron examinadas encontrándose que los principales contaminantes, de acuerdo a la NOM-001-ECOL-1996, la NOM-127-SSA1-1994 y a la CONAGUA, eran los siguientes: color, olor, turbidez, DBO₅, DQO, sólidos disueltos y sólidos suspendidos totales. De estos, sólo los sólidos suspendidos totales se consideraron contaminantes por la NOM-001-ECOL-1996, siendo removidos en grado tal, que se cumplió con dicha Norma.

Ahora bien, la contaminación debida al color, olor, turbidez, DBO₅, DQO y sólidos suspendidos totales también fue reducida de manera que después del tratamiento se cumplen los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994 y la CONAGUA. Así mismo, se mejoraron los valores de dureza total, oxígeno disuelto y sólidos sedimentables mejorando la calidad del agua.

Sin embargo, hubo casos especiales como la conductividad, los sólidos disueltos totales y el cobre, cuyas concentraciones aumentaron después del tratamiento. Ejemplo de esto es que la conductividad de las muestras tratadas aumentó hasta superar el rango normal para aguas dulces que tenía, siendo considerada ahora como agua salobre.

En cuanto a los sólidos disueltos, era de esperarse su aumento debido a su relación con la conductividad, puesto que ambos están relacionados con la cantidad de iones de sales minerales disueltos en el agua. Sin embargo, ni la conductividad ni los sólidos disueltos están considerados dentro de la NOM-001-ECOL-1996, aunque es un hecho que la cantidad de sustancias disueltas en el agua afectan en forma directa la vida en su interior.

En este trabajo, se considera que el agua tratada puede ser regresada a los mantos acuíferos por el hecho de que los organismos, tanto plantas como animales, pueden ajustar continuamente sus procesos fisiológicos para compensar el equilibrio osmótico, entre sus cuerpos y el medio que los rodea. Este ajuste se produce dentro de ciertos

límites naturales, que han aprendido a manejar debido a un proceso evolutivo, así como límites que no les serían habituales al organismo en su hábitat. Cabe mencionar aquí, el hecho de que la conductividad máxima alcanzada por las muestras tratadas fue de 2998 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que no es un valor muy lejano de lo que sería el rango normal de ajuste (entre 100 y 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) al que están acostumbrados estos organismos. Además la elevada conductividad es causada por la presencia de iones Na^+ y SO_4^{2-} que no afectan si el agua se utiliza para riego, ya que el ión SO_4^{2-} reacciona con el Na^+ del suelo y/o del agua formando Na_2SO_4 , evitando que el Na^+ se convine con los cloruros Cl^- formando NaCl , compuesto que eleva rápidamente la conductividad eléctrica, reduciendo así los problemas de plasmosis (deshidratación de las células de los vegetales)²⁰. Teniendo lo anterior en cuenta, si se planeara desarrollar este método de tratamiento a nivel industrial para utilizar el agua con fines distintos a los del riego, sería bueno realizar nuevamente pruebas de conductividad al final del proceso, considerando métodos de reducción de estos parámetros, como son la utilización de membranas de intercambio iónico para evitar cambios a largo plazo en las condiciones del manto acuífero.

El caso del cobre es diferente a los dos anteriores puesto que a pesar de que al final del tratamiento la muestra cuenta con presencia de cobre, siendo que no era así al principio, la cantidad de cobre no rebasa el límite máximo permisible en la NOM-001-ECOL-1996, e incluso está por debajo del valor límite permisible de 2 mg/L para agua potable establecido en la NOM-127-SSA1-1994.

Estos resultados se obtuvieron gracias a una buena selección del coagulante (junto con la dosis y el pH adecuados) de entre las siete posibilidades mencionadas en el capítulo 4.

Por último, cabe señalar que a partir de la utilización del coagulante correcto fue posible proponer un tratamiento físico- químico eficiente y económico, puesto que el costo de un litro de agua tratada que cumple con todos los parámetros establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, es de \$1.58 pesos, precio que podría reducirse a escala industrial y que bien vale la pena en pro de conservar este valioso recurso en buenas condiciones y en cantidad suficiente para nosotros y para generaciones posteriores.

²⁰ Villagarcía, S. "Sulfato de amonio Sulf-NTM de Honeywell en Suelos Salinos" [en línea]. Honeywell. Mayo de 2008. <http://www51.honeywell.com/sm/sulfn/la/common/documents/3.3_Suelos_Salinos.pdf> [Consulta: Marzo 2011]

Se espera que este trabajo impulse a otros alumnos, profesores, y ciudadanos de nuestro país a cambiar su forma de pensar con respecto a tan valioso recurso, creando la conciencia del cuidado del agua mediante su tratamiento adecuado en cualquier tipo de proceso en que ésta se involucre, para que se conserve siempre en buena cantidad y con calidad óptima.

APÉNDICES

APÉNDICE 1. DETERMINACIÓN DE COLOR VERDADERO Y COLOR APARENTE

1.1 Procedimiento para determinar color aparente

1. Llenar los tubos de Nessler, uno con agua destilada y el otro con la muestra de agua.
2. Colocar los tubos dentro del aparato de Hellige y mirar verticalmente hacia abajo, de manera que la luz se refleje hacia arriba a través de las columnas del líquido.
3. Comparar el color del agua de la muestra con los patrones del disco. Tomar la lectura cuando los colores del agua de la muestra y del disco patrón coincidan. Interpretar si el color de la muestra está entre dos colores patrón.
4. Si el color excede las 70 unidades, diluir la muestra en agua destilada a proporciones conocidas, hasta que el color se sitúe dentro de los márgenes del estándar.

Equipo, material y reactivos para determinar color aparente

2 Tubos de Nessler de 50 ml de forma alta	1 Piseta
Aparato de Hellige	Agua destilada
Disco de Hellige	Muestra de agua por analizar

Cálculo del color aparente

El color aparente se mide en unidades Hazen o simplemente Pt.

$$\text{Unidad de color} = \frac{A \times B}{C}$$

Donde:

A= Lectura de unidades de color de la muestra diluida en el comparador.

B= Volumen total de la dilución en mililitros.

C= Mililitros de muestra tomados para la dilución.

1.2 Procedimiento para determinar color verdadero

1. Centrifugar durante 10 minutos a 40 rpm. la muestra de agua, para eliminar sólidos en suspensión.
2. Separar el sobrenadante de la muestra y verterlo en las celdas limpias del espectrofotómetro. Limpiar cuidadosamente las celdas, antes y después de las lecturas.
3. Determinar los valores de transmitancia (en %) de la muestra, variando la longitud de onda desde 400nm. a 700nm. utilizando las 10 ordenadas marcadas con asteriscos en la tabla A.1 para obtener una aproximación ordenándolas de menor a mayor para su lectura. Calibrando con un blanco de agua destilada para cada medición.

Tabla A.1. Ordenadas seleccionadas para determinaciones espectrofotométricas de color ²¹

Ordenada No.	X	Y	Z
1	424.4	465.9	414.1
2*	435.5*	489.5*	422.2*
3	443.9	500.4	426.3
4	452.1	508.7	429.4
5*	461.2*	515.2*	432.0*
6	474.0	520.6	434.3
7	531.2	525.4	436.5
8*	544.3*	529.8*	438.6*
9	552.4	533.9	440.6
10	558.7	537.7	442.5
11*	564.1*	541.4*	444.4*
12	568.9	544.9	446.3
13	573.2	548.4	448.2
14*	577.4*	551.8*	450.1*
15	581.3	555.1	452.1
16	585.0	558.5	454.0
17*	588.7*	561.9*	455.9*
18	592.4	565.3	457.9
19	596.0	568.9	459.9
20*	599.6*	572.5*	462.0*
21	603.3	576.4	464.1
22	607.0	580.4	466.3
23*	610.9*	584.8*	468.7*
24	615.0	589.6	471.4
25	619.4	594.8	474.3
26*	624.2*	600.8*	477.7*
27	629.8	607.7	481.8
28	636.6	616.1	487.2
29*	645.9*	627.3*	495.2*
30	663.0	647.4	511.2

²¹ Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.* - 16va ed. USA, 1985.

Equipo, material y reactivos para determinar color verdadero

Centrífuga	2 celdas para espectrofotómetro
Espectrofotómetro	Agua destilada
1 Piseta	Muestra de agua por analizar
1 Tubo para centrífuga.	

Cálculo del color verdadero

Se tabulan los valores de transmitancia correspondientes a la Tabla A.1.

Se totaliza cada columna de transmitancia y se multiplican los totales por los factores adecuados (para 10 ó 30 números) que se muestran debajo, así se obtienen valores triestímulos X, Y, Z.

Factores cuando se usan 30 ordenadas

$$fX=0.03269 \quad fY=0.03333 \quad fZ=0.03938$$

Factores cuando se usan 10 ordenadas

$$fX=0.09806 \quad fY=0.10000 \quad fZ=0.11814$$

Se calculan los coeficientes tricromáticos x e y mediante las siguientes ecuaciones:

$$x = \frac{X}{X + Y + Z}$$

$$y = \frac{Y}{X + Y + Z}$$

Se localiza el punto de las coordenadas de x e y en el diagrama de cromaticidad. También así se determina la longitud de la onda en nm y el porcentaje de pureza.

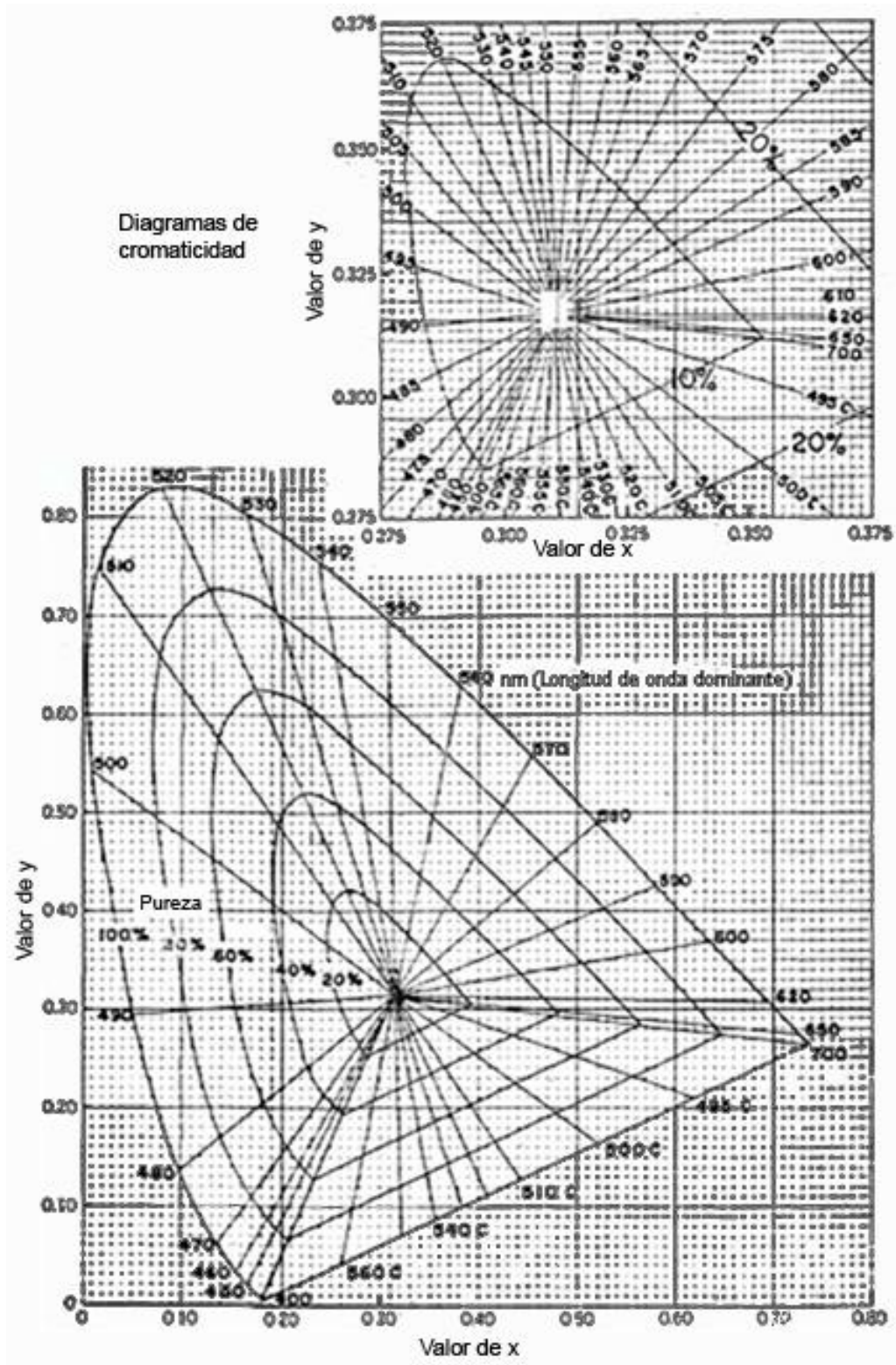


Figura A.1. Diagramas de cromaticidad

La tonalidad a partir de longitud de onda dominante se obtiene de la tabla A.2:

Tabla A.2. Matices de color para márgenes de longitud dominante.²²

Margen de longitud de onda nm	Tono
400-465	Violeta
465-482	Azul
482-497	Azul-verde
497-530	Verde
530-575	Verde amarillento
575-580	Amarillo
580-587	Anaranjado amarillento
587-598	Anaranjado
598-620	Anaranjado rojizo
620-700	Rojo
400- 530c	Púrpura Azuloso
530c-700	Púrpura rojizo

Interferencias

Al realizar la medición del color verdadero, la turbidez causa interferencias, para evitarlo, antes de la medición se realizó la centrifugación de la muestra, eliminando así sustancias en suspensión y por tanto, turbidez.

²² Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. Op. Cit.

APÉNDICE 2. DETERMINACIÓN DE OLOR

Procedimiento experimental

1. Observar detenidamente el color de la muestra y todas sus características.
2. Percibir el olor de la muestra de agua y anotar todas sus características.

Equipo, material y reactivos

1 Vaso de precipitados de 100ml

Muestra de agua por analizar

APÉNDICE 3. DETERMINACIÓN DE pH

Procedimiento experimental

1. Calibrar el potenciómetro con el electrodo combinado ya conectado con un buffer de pH 4.01.
2. Enjuagar el electrodo con agua destilada, secarlo perfectamente con un paño suave, sumergirlo en el segundo buffer de pH 7 y calibrar.
3. Una vez calibrado el aparato, enjuagar y secar el electrodo.
4. Colocar una pequeña muestra de agua (aproximadamente 40 ml, los necesarios para cubrir por completo al electrodo) en un vaso de precipitados de 50ml y comenzar su agitación.
5. Introducir el electrodo en la muestra e iniciar la medición
6. Cuando el valor de pH se estabilice tomar la medición.
7. Anotar los resultados, apagar el potenciómetro y retirar con cuidado su electrodo.

Equipo, material y reactivos

- | | |
|---|----------------------------------|
| 1 Potenciómetro con electrodo combinado | Soluciones buffer de pH 4.01 y 7 |
| 1 Piseta con agua destilada | |
| 2 Vasos de precipitados de 50 ml. | |

Cálculos

No es necesario realizar cálculos ya que el potenciómetro muestra directamente el valor del pH de la solución.

APÉNDICE 4. DETERMINACIÓN DE CONDUCTIVIDAD

Procedimiento experimental

1. Verter una pequeña muestra de agua (aproximadamente 40 ml) en un vaso de precipitados de 50 ml.
2. Calibrar el aparato multifuncional con la celda de conductividad correspondiente y la solución de 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que incluye el aparato.
3. Una vez calibrado, se enjuaga con agua destilada y se seca el electrodo.
4. Se sumerge en la muestra.
5. Tomar la lectura de conductividad cuando se estabilice el equipo.

Equipo, material y reactivos

1 Multifuncional	Agua destilada
1 Celda de conductividad	Muestra de agua
1 Piseta	Solución de 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$
1 Vaso de precipitados de 50 ml	

Cálculos

No es necesario realizar cálculos ya que el multifuncional muestra directamente el valor de conductividad de la solución.

Interferencias

Cuando el agua contenga grandes cantidades de material en suspensión tener cuidado de no ensuciar el electrodo.

Eliminar las burbujas de aire presentes en la celda de medición.

Evitar que las grasas y aceites cubran el electrodo, porque afectan la precisión de la lectura.

APÉNDICE 5. DETERMINACIÓN DE TEMPERATURA

Procedimiento experimental

1. Verter una pequeña muestra de agua (aproximadamente 40 ml) en un vaso de precipitados de 50 ml.
2. Limpiar el termómetro y sumergirlo en la muestra.
3. Tomar la lectura cuando se estabilice la temperatura.

Equipo, material y reactivos

1 Termómetro	Agua destilada
1 Vaso de precipitados de 50 ml	Muestra de agua residual
1 Piseta	

Cálculos

El termómetro indica la temperatura.

APÉNDICE 6. DETERMINACIÓN DE TURBIDEZ

Procedimiento experimental

1. Calibrar el turbidímetro con solución de 0.00 NTU que incluye el aparato.
2. Verter una pequeña muestra de agua (aproximadamente 10 ml) en las celdas para el turbidímetro que incluye el aparato.
3. Una vez calibrado, se introduce la celda con la muestra de agua.
4. Tomar la lectura de turbidez cuando se estabilice el equipo.

Equipo, material y reactivos

1 Turbidímetro	Solución de 0.00 NTU
2 Celdas de vidrio para turbidímetro	Muestra de agua por analizar
1 Piseta	

Cálculos

No es necesario hacer cálculos, ya que el turbidímetro muestra directamente el valor de turbidez de la solución.

Interferencias

La presencia de residuos flotantes y materia fina los cuales puedan sedimentarse rápidamente darán lecturas bajas.

Pequeñas burbujas de aire pueden afectar el resultado de manera positiva.

Existen numerosas fuentes de error como son empañamiento de las celdas, suciedad del vidrio, y efectos de vibración que alteran la visibilidad superficial de la muestra los cuales conducirán a errores en las lecturas.

APÉNDICE 7. DETERMINACIÓN DE DUREZA

Procedimiento experimental para determinar dureza total

1. Poner 25 ml. de la muestra de agua en un matraz Erlenmeyer de 125 ml.
2. Agregar 25 ml. de agua destilada.
3. Agregar 2 ml. de solución amortiguadora para dureza total $\text{NH}_4\text{Cl}/\text{NH}_4\text{OH}$, pH 10.
4. Agregar una pizca de indicador, negro de eriocromo T y titular con una solución de ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) 0.01 M hasta cambio de color (violeta a azul).

Equipo, material y reactivos para determinar dureza total

2 Pipetas volumétricas de 25 ml	Solución amortiguadora $\text{NH}_4\text{Cl}/\text{NH}_4\text{OH}$, pH
1 Pipeta volumétrica de 2 ml	10
1 Bureta graduada de 50 ml	Negro de eriocromo T (NET ó ENT)
1 Soporte universal con pinza y nuez	EDTA 0.01 M
1 Matraz Erlenmeyer de 125 ml	

Cálculos para determinar dureza total

$$\text{CaCO}_3 \text{ mg/L} = \frac{\text{Vol}_{\text{EDTA}} * M_{\text{EDTA}} * 1000}{\text{vol muestra}}$$

Donde:

Vol_{EDTA} = Mililitros gastados de EDTA

M_{EDTA} = Concentración molar del EDTA

vol muestra = Volumen de la muestra, en ml.

Interferencias

En la tabla A.3 se listan algunas de las principales sustancias que interfieren en la determinación de la dureza total. Si existen más de una sustancia interferentes, los límites dados en la tabla pueden variar. También la materia orgánica coloidal o suspendida puede interferir con el punto final de la titulación.

Tabla A.3. Límite para reacción libre de interferencias. De Método ASTM D 1126-02

Interferencias	Conc. máx. sin interferir
Aluminio	20 ppm
Cadmio	20 ppm
Carbonatos	1000 ppm
Cobalto	0.3 ppm
Cobre	20 ppm
Fierro(+3)	10 ppm
Fierro (+2)	10 ppm
Manganeso	1 ppm
Níquel	0.5 ppm
Plomo	20 ppm
Polifosfatos	100 ppm
Silicatos	200ppm
Sulfatos	10 000 ppm
Zinc	20 ppm

En el caso de las muestras de agua residual, se filtró la muestra para reducir la materia suspendida, las muestras no presentan ninguna otra interferencia. En cuanto a las muestras de agua tratada, la presencia del cobre no causa interferencia pues al ser su máxima concentración 1.55 ppm, se encuentra por debajo de la concentración necesaria para causar interferencias.

APÉNDICE 8. DETERMINACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO (OD)

Procedimiento experimental

1. Llenar el frasco Winkler hasta el borde, cuidando de no dejar burbujas de aire dentro.
2. Tapar y dejar que se desborde, ladear para escurrir.
3. Retirar el tapón y agregar 2 ml de sulfato manganoso (MnSO_4) al 40% resbalando lentamente para evitar introducción de aire.
4. Agitar por unos segundos.
5. Agregar 2ml de álcali-yoduro modificado con azida de sodio.
6. Tapar y agitar por unos segundos. Dejar reposar unos minutos.
7. Agregar 2ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado, volver a tapar y agitar la muestra hasta disolver el precipitado. (Un tono café indica la presencia de oxígeno).
8. Tomar 100 ml de muestra y agregar unas gotas de almidón.
9. Titular con una solución de tiosulfato sódico ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) 0.025 M.

Equipo, material y reactivos

1 Agitador magnético	Solución de MnSO_4 al 40%
1 Barra magnética	Solución álcali-yoduro modificado con azida de sodio
1 Bureta de 50 ml.	Ácido Sulfúrico concentrado
1 Soporte universal con pinzas y nuez	Solución de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0.025 M
1 Piseta	
2 Frascos Winkler de 300 ml con tapón	
2 Matraces Erlenmeyer de 125 ml	
3 Pipetas volumétricas de 2 ml	
1 Probeta de 100 ml	
1 Gotero	
1 Perilla	
Muestra de Agua	
Solución de Almidón 0.5%	

Cálculos

$$OD_{mg/L} = \frac{M_{Na_2S_2O_3} \times Vol_{Na_2S_2O_3} \times 8 \times 1000}{Vol_{Muestra}}$$

Donde:

M=Molaridad del tiosulfato;

Vol_{Na₂S₂O₃}= Volumen de tiosulfato usado en la titulación en ml.

8 son los gramos / equivalente de oxígeno

Vol_{Muestra}= Volumen de muestra titulada en ml.

Si se desea determinar el porcentaje de saturación, se puede usar esta Tabla de porcentaje de saturación del OD.

Tabla A.4. Factor de corrección para el porcentaje de saturación del OD. Tomado del Manual de campo para el monitoreo de la calidad del agua.

Presión Atmosférica (mmHg)	Factor de Corrección
775	1.02
760	1.00
745	0.98
730	0.96
714	0.94
699	0.92
684	0.90
669	0.88
654	0.86
638	0.84
623	0.82
608	0.80
593	0.78
578	0.76
562	0.74
547	0.72
532	0.70
517	0.68

El porcentaje de saturación del oxígeno disuelto depende de la temperatura del agua y la elevación del sitio donde se toma la muestra de agua. Determine la altitud (elevación) o la presión atmosférica y use la tabla A.4 para determinar el factor de corrección. Multiplique el nivel de oxígeno disuelto (en ppm) por el factor de corrección.

Para convertir el nivel corregido de oxígeno disuelto en ppm a porcentaje de saturación del oxígeno disuelto siga estas instrucciones:

1. Marque el valor corregido del oxígeno disuelto en la línea inferior del *Nivel de la Tabla de Saturación de Oxígeno* a continuación. Figura A.2
2. Marque la temperatura del agua en la línea superior de la tabla.
3. Dibuje una línea recta desde la marca del oxígeno en mg/L hasta la marca de la temperatura del agua.

El valor convertido del Porcentaje de Saturación es aquel en que la línea recta que se ha dibujado pasa a través de la línea del porcentaje de saturación.

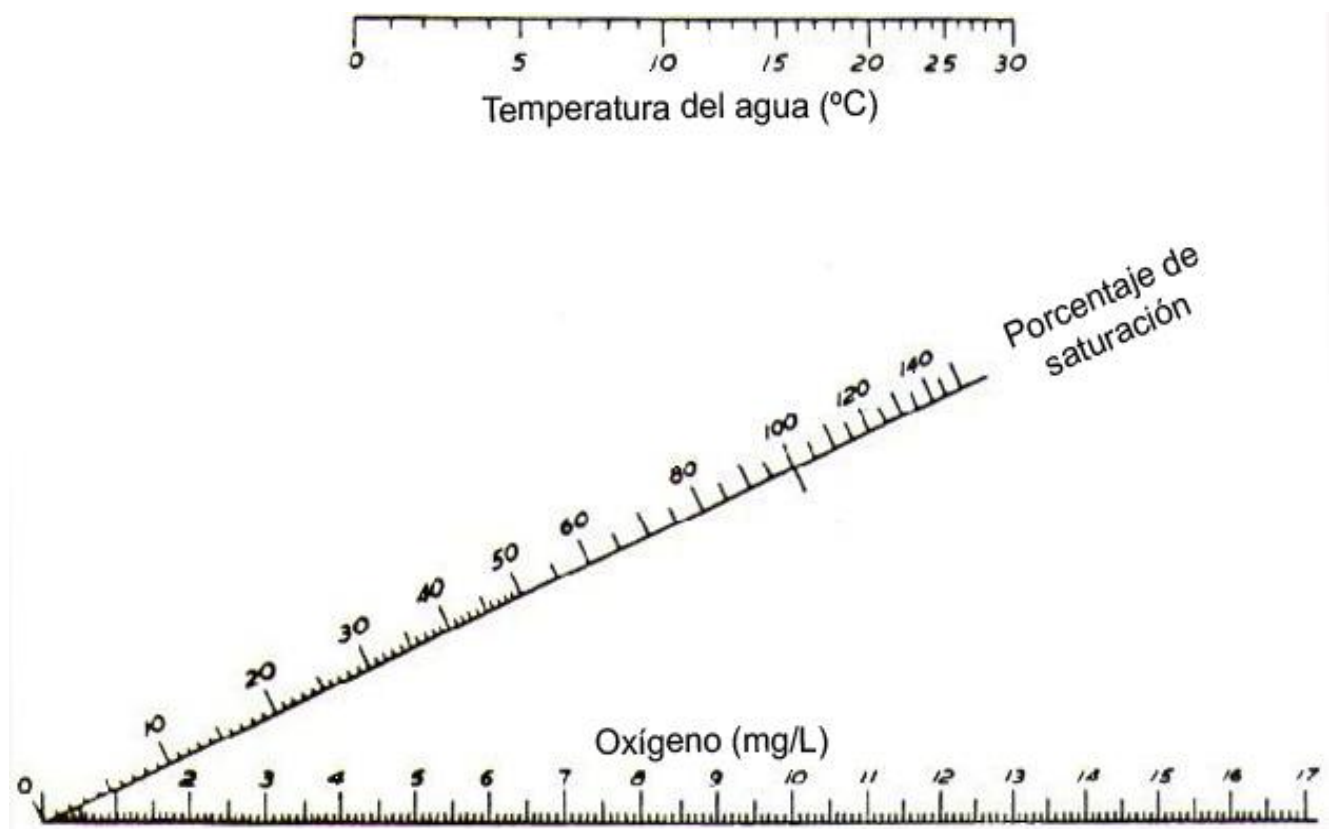


Figura A.2. Nivel de saturación de oxígeno.²³

²³ Stevens Institute of Technology, CIESE. "Porcentaje de saturación del oxígeno disuelto" [en línea]. 2006. <<http://www.ciese.org/curriculum/diproj2/es/fieldbook/sat.shtml>> [Consulta: Noviembre 2009]

Interferencias

Este método se aplica especialmente en muestras que no contengan más de 50 mg de nitritos por litro y no más de 1 mg de hierro por litro (Fe^{2+}/L).

Las condiciones que afectan el análisis son: la introducción de burbujas de aire en la muestra y la presencia de sustancias oxidantes o reductoras.

En nuestro caso ninguna muestra, tratada o sin tratar, presenta interferencias.

APÉNDICE 9. DETERMINACIÓN DE DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

Procedimiento experimental

1. Preparar el agua de dilución con las soluciones tampón de fosfato, de sulfato de magnesio ($MgSO_4$), de cloruro de calcio ($CaCl_2$), y de cloruro férrico ($FeCl_3$) y airearla por espacio de 2 hrs a $20^\circ C$.
2. Tomar una muestra del agua de dilución aireada y determinar el oxígeno disuelto el cual debe ser mayor al contenido de oxígeno disuelto de las muestras.
3. Para cada muestra se siembran tres frascos Winkler con diferentes porcentajes de dilución (por duplicado), de acuerdo a la cantidad de oxígeno disuelto que tenga. A continuación se muestra una tabla de diluciones sugeridas en la NMX-AA-028-SCFI-2001

Tabla A.5. Diluciones de acuerdo al OD de la muestra.

Tipo de agua	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Dilución (%)
Residuos industriales fuertes	OD=0	0-1
Aguas residuales sedimentadas y crudas	$1 < OD < 3$	1-5
Efluente tratado biológicamente	$3 < OD < 5$	5-25
Aguas superficiales contaminadas	OD>7	25-100

4. Utilizando una pipeta volumétrica, añadir el volumen de muestra adecuado al frasco Winkler.
5. Llenar los frascos con agua de dilución de manera que el tapón desplace todo el aire, sin dejar burbujas.
6. Determinar el OD inicial en uno de los frascos de cada una de las diferentes diluciones como se vio en el *Apéndice 8*.

7. En los frascos duplicados de cada dilución ajustar herméticamente el tapón, poner un sello hidráulico y la contratapa e incubar durante cinco días a 20°C.
8. Después de cinco días de incubación determinar el OD en las muestras y en el blanco.

NOTA: Emplear un blanco de dilución como control aproximado de la calidad del agua de dilución no sembrada y de la limpieza de los frascos de incubación. Determinar el oxígeno disuelto inicial y final. El consumo de OD no debe ser mayor de 0.2 mg/L y preferentemente no menor a 0.1 mg/L.

Equipo, material y reactivos

Equipo de aireación con difusor.	1 Perilla
Incubadora	3 Pipetas volumétricas
6 Frascos Winkler de 300ml con tapón	Solución tampón de fosfato
Bureta de 50 ml	Solución de $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ al 2.25%
Soporte universal con pinzas y nuez	Solución de $CaCl_2$ al 2.75%
1 Piseta con agua destilada	Solución de $FeCl_3$ al 0.025%

Cálculos

Cuando no se utilicen diluciones:

$$DBO_5(\text{mg/L}) = OD_i(\text{mg/L}) - OD_5(\text{mg/L})$$

Cuando se utilice dilución:

$$DBO_5(\text{mg/L}) = \frac{OD_i(\text{mg/L}) - OD_5(\text{mg/L})}{\% \text{ de dilución expresado en decimales}}$$

Donde:

$OD_i(\text{mg/L})$ = Oxígeno disuelto inicial

$OD_5(\text{mg/L})$ = Oxígeno disuelto al quinto día.

Interferencias

El pH ácido o alcalino puede interferir, por ello se debe ajustar las muestras a un pH entre 6.5 y 7.5, con ácido sulfúrico o hidróxido de sodio concentrado.

El cloro residual se debe eliminar.

La interferencia más común en las muestras de DBO_5 incubadas son los nitritos. Se puede inhibir la nitrificación adicionando 3 mg de 2-cloro-6(triclorometil) piridina a cada frasco antes de recolectar.

Las sustancias orgánicas e inorgánicas reductoras también pueden causar interferencias.

APÉNDICE 10. DETERMINACIÓN DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

MÉTODO DE REFLUJO ABIERTO

Procedimiento experimental

1. Introducir 50 ml de muestra en un matraz de reflujo.
2. Añadir 1 g de sulfato mercúrico (HgSO_4), varias perlas de ebullición y, muy lentamente, 5 ml de reactivo ácido sulfúrico (H_2SO_4), mezclando para disolver el HgSO_4 . Enfriar mientras se mezcla para evitar la posible pérdida de materiales volátiles.
3. Añadir 25 ml de solución de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) 0.0417 M y mezclar.
4. Añadir, lentamente, 70 ml del reactivo ácido sulfúrico mientras se agita y mezcla. Enfriar mientras se mezcla para evitar la posible pérdida de materiales volátiles.*
5. Sujetar el matraz al refrigerante y hacer girar el agua fría.
6. Cubrir el extremo abierto del refrigerante con una pequeña cubeta plástica para evitar la entrada de material extraño a la mezcla de reflujo.
7. Someter a reflujo por dos horas.
8. Enfriar y lavar el condensador con agua destilada.
9. Desconectar el condensador de reflujo y diluir la mezcla hasta aproximadamente el doble de su volumen con agua destilada.
10. Enfriar a temperatura ambiente y determinar el exceso de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ con sulfato de amonio ferroso (SAF), utilizando de 2 a 3 gotas de ferroína. Recuerde usar la misma cantidad de indicador para todas las titulaciones.
11. Tomar como punto final de la titulación el primer cambio de color manifiesto desde el azul verdoso al marrón rojizo.
12. De igual manera someter a reflujo y titular un blanco que contenga los reactivos y 50 ml de agua destilada.

*PRECAUCIÓN: Mezclar por completo antes de aplicar calor para evitar el calentamiento local del fondo del matraz y una posible explosión de su contenido.

Equipo, material y reactivos

Balanza analítica.	1 Espátula
2 Matraces de reflujo de 500 o 250 mL	2 Vidrios de reloj
Perlas de ebullición	1 Piseta con agua destilada
2 Refrigerantes	1 Perilla
2 Cubetas plásticas pequeñas	Solución de $K_2Cr_2O_7$ 0.0417 M
4 Mangueras	Reactivo ácido sulfúrico (H_2SO_4 conc. con Ag_2SO_4)
2 Soportes universales con pinzas y nuez	Solución indicadora de ferroína
1 Bureta de 50 ml	Solución de SAF 0.25 M
2 Pipetas volumétricas de 50 mL	Sulfato mercúrico
1 Pipeta volumétrica de 5 mL	
1 Pipeta volumétrica de 25 mL	

Cálculos

$$DQO_{mgO_2/L} = \frac{(A - B) \times M \times 8000}{mL \text{ de muestra}}$$

Donde:

A= Mililitros de SAF utilizados para el blanco.

B= Mililitros de SAF utilizados para la muestra.

M= Concentración molar del SAF.

Interferencias

Los compuestos alifáticos de cadena lineal volátiles no se oxidan de forma apreciable ya que están presentes en forma de vapor y no entran en contacto con el líquido oxidante. Estos compuestos se oxidan con mayor eficacia cuando se añade sulfato de plata (Ag_2SO_4) como catalizador. Sin embargo, Ag_2SO_4 reacciona con el cloro, el bromo y el yoduro para producir precipitados oxidados parcialmente. Las dificultades causadas por haluros pueden superadas en gran medida mediante la formación de un complejo con el sulfato de mercurio $HgSO_4$ antes del procedimiento de reflujo.

El nitrito (NO_2^-) ejerce una DQO de 1.1 mgO_2/mg de NO_2^- —N. En concentraciones menores a 2 ppm la interferencia no es significativa y puede ignorarse. Para eliminar interferencias significativas se debe añadir 10 mg de ácido sulfámico ($\text{H}_2\text{NSO}_3\text{H}$) por cada mg de NO_2^- —N presente en la muestra.

APÉNDICE 11. DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS

1.1 Procedimiento experimental para determinar Sólidos Sedimentables

1. Mezclar la muestra original a fin de asegurar una distribución homogénea de sólidos suspendidos a través de todo el cuerpo del líquido.
2. Colocar la muestra bien mezclada en un cono Imhoff hasta la marca de 1 L.
3. Dejar sedimentar 45 min, una vez transcurrido este tiempo agitar suavemente los lados del cono con una varilla de vidrio o mediante rotación, mantener en reposo 15 min más y registrar el volumen de sólidos sedimentables del cono como ml/L. Si la materia sedimentable contiene bolsas de líquido y/o burbujas de aire entre partículas gruesas, evaluar el volumen de aquéllas y restar del volumen de sólidos sedimentados.
4. En caso de producirse una separación de materiales sedimentables y flotables, no deben valorarse estos últimos como material sedimentable.

Equipo, material y reactivos para determinar Sólidos Sedimentables

Conos de sedimentación tipo Imhoff de vidrio o plástico de 1 Lt	Varilla de vidrio larga
Bases para Conos Imhoff	Reloj
	Muestra de agua residual

Cálculos para determinar Sólidos Sedimentables

Se toma directamente la lectura de sólidos sedimentables del cono Imhoff. Reportar la lectura obtenida en ml/L.

Interferencias para determinar Sólidos Sedimentables

Bolsas de líquido y/o burbujas de aire: Algunas veces pueden formarse bolsas de líquido y/o burbujas de aire entre partículas gruesas. Tomar en cuenta el volumen de éstas al hacer la medición.

1.2 Procedimiento experimental para determinar Sólidos Totales

1. Poner la cápsula de porcelana a peso constante (W_1).
 - 1.1 Introducir la cápsula a la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20min como mínimo. Después de este tiempo transferirlas a la estufa a $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min.
 - 1.2 Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador.
 - 1.3 Pesar las cápsulas y registrar los datos.
 - 1.4 Repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtendrá hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0.5 mg. Registrar como peso W_1 .
2. Agregar a la cápsula 25 ml. de muestra de agua.
3. Evaporar a sequedad la muestra en baño María.
4. Una vez terminada la evaporación colocar la cápsula en la estufa a 105°C por 30 min.
5. Dejar enfriar la cápsula en el desecador por 30 min.
6. Pesar nuevamente la cápsula (W_2).
7. Introducir la cápsula conteniendo el residuo a la mufla a $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 15 min a 20 min, dejar enfriar la mufla a por lo menos 400°C para abrirla.
8. Colocar la cápsula en la estufa a 105°C por 20 min.
9. Dejar enfriar la cápsula en el desecador por 30 min.
10. Pesar nuevamente la cápsula (W_3).

Equipo, material y reactivos para determinar Sólidos Totales

Estufa	Guantes para protección al calor
Balanza analítica	Careta para protección al calor
Mufla	1 Pipeta volumétrica de 25 ml
Baño María	1 Perilla
Desecador	
Cápsulas de porcelana adecuadas al volumen de la muestra	

Cálculos para determinar sólidos totales

Sólidos totales (ST)

$$ST_{\text{mg/L}} = \frac{W_2 - W_1}{25\text{ml}} \times 10^6$$

Sólidos totales volátiles (STV)

$$STV_{\text{mg/L}} = \frac{W_2 - W_3}{25\text{ml}} \times 10^6$$

Sólidos totales fijos (STF):

$$STF = ST - STV$$

Donde:

W_1 = Peso de la cápsula de porcelana, en g.

W_2 = Peso de la cápsula mas la muestra después de la evaporación, en g.

W_3 = Peso de la cápsula mas la muestra después de la calcinación, en g.

Reportar los resultados, en mg/L.

1.3 Procedimiento experimental para determinar Sólidos Suspendidos Totales

1. Poner los crisoles Gooch a peso constante.
 - 1.1. Introducir el filtro de fibra de vidrio en el crisol con la cara rugosa hacia arriba, mojar el filtro con agua para asegurar que se adhiera al fondo del crisol.
 - 1.2. El crisol se introduce a la mufla a una temperatura de $550^\circ\text{C} \pm 50^\circ\text{C}$, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlo a la estufa a $103^\circ\text{C} - 105^\circ\text{C}$ aproximadamente 20 min.
 - 1.3. Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador.
 - 1.4. Pesar el crisol y repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtiene hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0.5 mg. (W_4)

2. Colocar el gooch encima del matraz Kitazato que está conectado a una bomba de vacío.
3. Agregar 25 ml de la muestra.
4. Colocar el crisol en la estufa por 1 hr a 105°C.
5. Dejar enfriar el crisol en el desecador por 30 min.
6. Pesar nuevamente el crisol (W_5).
7. Introducir el crisol conteniendo el residuo a la mufla a 550°C ± 50°C durante 15 min a 20 min, dejar enfriar la mufla a por lo menos 400°C para abrirla.
8. Sacar el crisol, de la mufla e introducirlo en la estufa a 105°C por 20 min.
9. Dejar enfriar la cápsula en el desecador por 30 min.
10. Pesar nuevamente la cápsula (W_6).

Equipo, material y reactivos para determinar Sólidos Suspendidos Totales

Bomba de vacío	Filtro de fibra de vidrio con una porosidad
Estufa eléctrica	de 2 µm o menor
Balanza analítica	Pinzas para crisol
Mufla	Guantes para protección al calor
Desecador	Careta para protección al calor
Crisol Gooch de poro fino con adaptador	1 Pipeta volumétrica de 25 ml
de hule para el equipo de filtración	1 Perilla
Matraz Kitazato de 500ml	1 Manguera para vacío

Cálculos para determinar Sólidos Suspendidos Totales

Sólidos suspendidos totales (SST)

$$SST_{mg/L} = \frac{W_5 - W_4}{25ml} \times 10^6$$

Sólidos suspendidos volátiles (SSV)

$$SSV = \frac{W_5 - W_6}{25\text{ml}} \cdot 10^6$$

Sólidos suspendidos fijos (SSF):

$$SSF = SST - SSV$$

Sólidos disueltos totales (SDT):

$$SDT = ST - SST$$

Sólidos disueltos volátiles (SDV):

$$SDV = STV - SSV$$

Sólidos disueltos fijos (SDF):

$$SDF = SDT - SDV$$

Donde:

W_4 = Peso del crisol Gooch y el filtro, en g.

W_5 = Peso del crisol y el filtro más la muestra después de la evaporación, en g.

W_6 = Peso del crisol y el filtro más la muestra después de la calcinación, en g.

Reportar los resultados, en mg/L.

Interferencias

La heterogeneidad de la muestra que contiene una o más de dos fases puede provocar errores durante el muestreo en campo y en la toma de alícuotas de la misma para la determinación de sólidos. Se recomienda homogeneizar la muestra en lo posible antes de tomar la alícuota.

Si parte de los sólidos de la muestra se adhieren a las paredes de los contenedores, ya sea en el material de muestreo o en los utensilios de trabajo, considerarlo en la evaluación y en el reporte de resultados.

La temperatura a la cual el residuo se seca, tiene un efecto muy importante sobre los resultados, ya que pueden ocurrir pérdidas en el peso de la materia orgánica presente durante la etapa de secado y/o el desprendimiento de gases por descomposición química y/o por la oxidación del residuo, así como por la oclusión de agua.

El tipo de filtro, el tamaño del poro, el grosor del filtro, el tamaño de la partícula y la cantidad de material depositado en el filtro son los principales factores que afectan la separación de los sólidos suspendidos y las sales disueltas.

Los resultados para las muestras con alto contenido de grasas y aceites son cuestionables debido a la dificultad de secado a peso constante en un tiempo razonable.

APÉNDICE 12. DETERMINACIÓN DE COBRE

Procedimiento experimental

1. Preparar las soluciones patrón a partir de una solución de 80 ppm Cu.
2. Colocar las soluciones patrón, el blanco y la muestra en envases de polietileno o polipropileno previamente etiquetados.
3. Encender el espectrofotómetro y conectar la lámpara de cobre.
4. Alinear la lámpara hasta obtener la máxima energía.
5. Seleccionar el ancho de banda espectral óptimo.
6. Seleccionar la longitud de onda de 324.7 nm de acuerdo al manual del fabricante.
7. Optimizar la longitud de onda ajustándola hasta obtener la máxima energía.
8. Esperar de 10 min a 20 min para que se estabilice el equipo.
9. Ajustar las condiciones de la flama aire-acetileno de acuerdo a las indicaciones del fabricante (flujo de aire= 3.5 L/min, flujo de acetileno= 1.5 L/min).
10. Encender la flama y permitir que el sistema alcance el equilibrio de temperatura.
11. Aspirar el blanco (que contiene únicamente agua desionizada).
12. Aspirar una disolución estándar de cobre, ajustar la velocidad de flujo del nebulizador hasta obtener la máxima sensibilidad, así como ajustar el quemador horizontal y verticalmente hasta obtener la máxima respuesta.
13. Realizar la curva de calibración con mínimo cuatro concentraciones y un blanco de reactivos. (Aspirando el blanco entre cada medición).
14. Medir las muestras por triplicado (aspirando el blanco entre cada medición) y tomar como resultado el valor medio.

Equipo, material y reactivos

Espectrofotómetro de absorción atómica	7 Envases de polietileno o polipropileno
Lámpara de cobre	5 Pipetas volumétricas de 25 ml
Material de consumo que necesite el espectrofotómetro en flama.	5 Matraces volumétricos de 100 ml Agua desionizada
Balanza	CuSO ₄
1 Espátula	Tanque de acetileno
1 Vidrio de reloj	

Cálculos

Obtener una gráfica con los valores de la curva de calibración y realizar los cálculos cuantitativos.

Tabla A.6. Datos obtenidos para la curva de calibración del cobre.

Solución	ppm Cu	Absorbancia
Blanco	0	0.0001
P1	0.1	0.0042
P2	0.5	0.0245
P3	1	0.0667
P4	5	0.3243
P5	10	0.6263

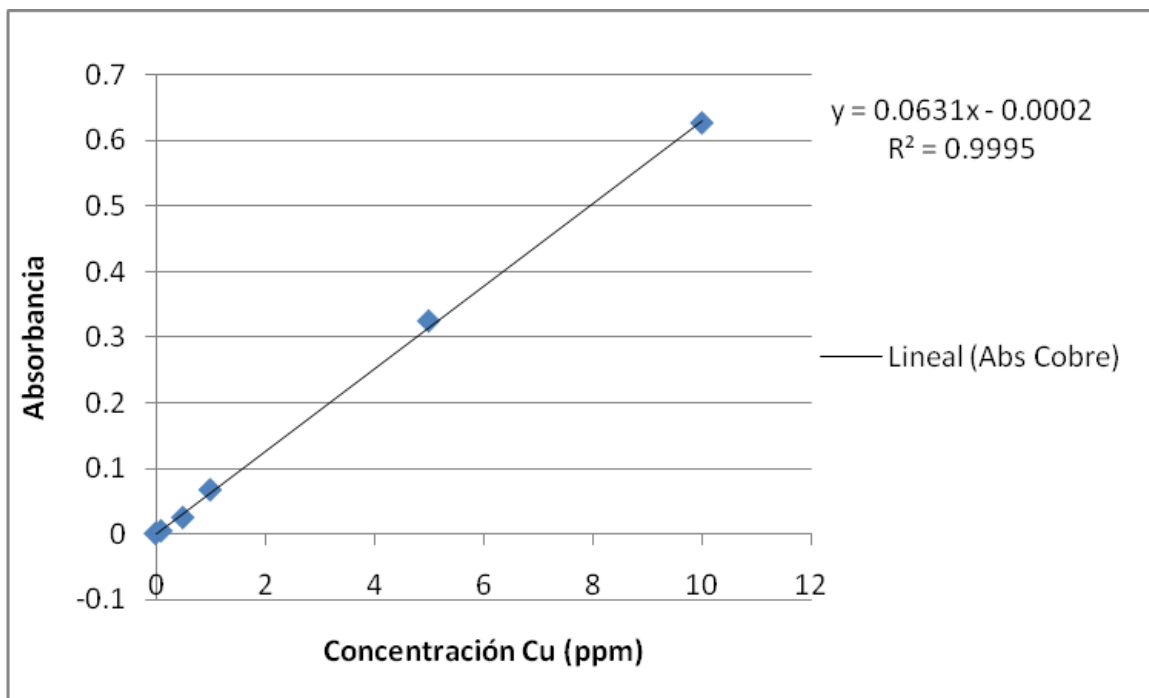


Figura A.3. Curva de calibración para cobre.

De donde obtenemos que la ecuación que define el comportamiento de la recta es:

$$y = 0.0631 \cdot (x) - 0.0002$$

Entonces:

$$\text{Absorbancia} = 0.0631 * (\text{Concentración cobre en ppm}) - 0.0002$$

Por tanto la concentración de cobre en la muestra se calcula de la siguiente manera:

$$Cu_{ppm} = \frac{\text{Absorbancia} + 0.0002}{0.0631}$$

Interferencias

No se han reportado interferencias para cobre con la flama de aire –acetileno, pero se han observado algunas depresiones a proporciones altas de Zn/Cu. Esto puede ser minimizado por el uso de una flama delgada de aire-acetileno o una flama de óxido nitroso-acetileno.

BIBLIOGRAFÍA

1. ACEVEDO, R. *Estudio de la contaminación del agua de la comarca lagunera por arsénico*. Tesis profesional. Ingeniería Química. FES Cuautitlán, UNAM. México, 1989.
2. American Paper Institute. *How paper is made*. USA, 1972.
3. ASTM. *Annual book of Standards 1994* Determinación de dureza en agua. Método ASTM D 1126-92.
4. ASTM. *Manual de aguas*. 3ª ed. Limusa. México, 1982.
5. BARRERA, RODRÍGUEZ, PERILLA, ALGECIRA. *Estudio de la degradación térmica de Poli (Alcohol Vinílico) mediante termogravimetría y termogravimetría diferencial*. Revista Ingeniería e Investigación, año/vol. 27, número 002. Colombia. Pp. 100-105
6. BECERRIL, D., PALLARES, J. *Procesos de obtención de pulpa en México para la fabricación de papel y cartón a partir de fibra reciclada*. Tesis profesional. Ingeniería Química. FES Cuautitlán, UNAM. México, 2009.
7. CNICP. *Memoria Estadística*. edición 2006. México.
8. CNICP. *Memoria Estadística*. edición 2009. México.
9. Comisión Nacional del Agua. "El agua: un recurso estratégico y de seguridad nacional". México, 2008.
10. Et. Al. APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. - 16va ed. USA, 1985.
11. FUENTES, F., RAMÍREZ, V. *Análisis fisicoquímicos del lago de Guadalupe*. Tesis profesional. Ingeniería Química. FES Cuautitlán, UNAM. México, 2004.
12. GARCÍA, S. *Remoción de materia orgánica en un humedal artificial de flujo horizontal a escala prototipo ubicado en el vivero forestal de Coyoacán*. Tesis profesional. Ingeniería Química. FES Cuautitlán, UNAM. México, 2006.

13. GREEBERG A; et al. *Standard Methods for Water and Wastewater*, 16a ed. American Public Health Association. USA, 1985.
14. HERRERA, I. *Estudio de la calidad fisicoquímica de las aguas del río Tula*. Tesis profesional. Ingeniería Química. FES Cuautitlán, UNAM. México, 2006.
15. La Jornada, *Agua*, edición especial. México, 2005.
16. LENZ, HANS. *Historia de papel en México y cosas relacionadas*. Editorial Porrúa. México, 1990.
17. LENZ, WALTER Y TIRADO, A. *Lucha y triunfo contra la contaminación*. 1987
18. Nalco Chemical Company, Frank N. Kemmer, John McCallion. *Manual del agua: Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones*. Tomo 1, 2 y 3. Ed. McGraw-Hill. México, 1992.
19. PÉREZ, LEÓN, DELGADILLO. *Tratamiento de Aguas Manual de Prácticas de Laboratorio*. México, 2009.
20. PÜRSCHEL, W. *La calidad de las aguas y su tratamiento*. URMO S.A. España, 1976.
21. RAMALHO, R.S, *Tratamiento de aguas residuales*. Ed. Reverté. México, 1993.
22. RIGOLA, M. *Tratamiento de aguas industriales*, 1a ed. Ed. Alfa Omega. México, 1999.
23. SEMARNAT. Norma Mexicana NMX-AA-004 Aguas - Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales - Método del cono Imhoff. México, 1977.
24. SEMARNAT. Norma Mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001 Análisis de agua - Determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- Método de prueba. México, 2001.
25. SEMARNAT. Norma Mexicana NMX-AA-017-1980 Aguas - Determinación de color. México, 1980.
26. SEMARNAT. Norma Mexicana NMX-AA-028 Aguas - Determinación de demanda bioquímica de oxígeno – Método de incubación por diluciones. México, 1981.

27. SEMARNAT. Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua – Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- Método de prueba. México, 2001.
28. SEMARNAT. Norma Mexicana NMX-AA-038-SCFI-2001. Análisis de agua – Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- Método de prueba. México, 2001.
29. SEMARNAT. Norma Mexicana NMX-AA-089/1-1986. Protección al ambiente - Calidad del agua - Vocabulario - Parte 1. México, 1986.
30. SEMARNAT. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 1996.
31. SEMARNAT. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México, 1994.
32. SMOOK G.A. *Manual para técnicos de pulpa y papel*. TAPPI Press. USA, 1990.
33. SAWYER, MCCARTY, PARKIN. *Chemistry for Environmental Engineering*. 4th edition. Mc Graw-Hill. USA, 1994.
34. U.S. Geological Survey. *Earth's water distribution*. USA, 2007.
35. Ernesto Simón. “Los metales pesados en las aguas residuales” [en línea]. Fundación para el Conocimiento madri+d. Febrero 2008. <<http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2008/02/02/83698>> [Consulta: Febrero 2010]

36. IGME, EPTISA. “Calidad y contaminación de las aguas subterráneas en España”. [en línea]. España 1985. <http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/pdf/lib43/1_1.pdf> [Consulta: Octubre 2010]
37. ESEVERRI, J. “Lidera México en papel reciclado” [en línea]. Noviembre de 2007. <http://www.biodegradable.com.mx/noticias_reciclaje.html> [Consulta: Mayo 2009]
38. CNICP. “Historia del papel” [en línea]. Cámara del papel. México, D.F. 2008. <<http://www.camaradelpapel.com.mx/historia/historia.htm>> [Consulta: Noviembre 2010]
39. Estivill, Asunción y Urbano, C. “Cómo citar recursos electrónicos” [en línea]. *Information World en Español*. Septiembre de 1997. <<http://www.ub.es/biblio/citae-e.htm>> [Consulta: Marzo de 2011].
40. Frey, M., Tullio L., Marino, P. “Impacto ambiental de productos químicos auxiliares usados en la industria textil Argentina” [en línea]. CEPIS. Diciembre del 2000. <<http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/repamar/gtzproye/impacto/anexo3.html>> [Consulta: Octubre 2009]
41. Anónimo. “Proceso de reciclaje de papel” [en línea]. Agosto de 2008. <<http://www.ecologismo.com/2008/08/04/proceso-de-reciclaje-de-papel/>> [Consulta: Mayo 2009]
42. Aguilar, D. “Promueve industria del papel norma ecológica” [en línea]. El Universal. Agosto de 2006. <<http://www.eluniversal.com.mx/finanzas/53603.html>> [Consulta: Octubre 2010]
43. Anónimo. “El agua” [en línea]. Ingeniería Ambiental & Medio Ambiente. Noviembre de 2000. <<http://www.fortunecity.es/expertos/profesor/171/agua.html>> [Consulta: Junio 2010]

44. Stevens Institute of Technology, CIESE. "Porcentaje de saturación del oxígeno disuelto" [en línea]. 2006. <<http://www.ciese.org/curriculum/diproj2/es/fieldbook/sat.shtml>> [Consulta: Noviembre 2009]
45. Stevens Institute of Technology, CIESE. "Oxígeno disuelto" [en línea]. 2006. <<http://www.k12science.org/curriculum/diproj2/es/fieldbook/oxigeno.shtml>> [Consulta: Noviembre 2009]
46. Stevens Institute of Technology, CIESE. "Demanda Biológica de Oxígeno" [en línea]. 2006. <<http://www.k12science.org/curriculum/diproj2/es/fieldbook/dbo.shtml>> [Consulta: Diciembre 2009]
47. Universidad Nacional de Colombia. "Coagulación" [en línea]. Septiembre de 2009. <[http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/sedes/manizales/4080004/contenido/Capitulo_8/Pages/Proceso_tratamiento_aguas\(b\)_continuacion.htm](http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/sedes/manizales/4080004/contenido/Capitulo_8/Pages/Proceso_tratamiento_aguas(b)_continuacion.htm)> [Consulta: Abril 2010]
48. Villagarcía, S. "Sulfato de amonio Sulf-NTM de Honeywell en Suelos Salinos. Beneficios del uso del sulfato de amonio en suelos con problemas de salinidad en la costa del Perú" [en línea]. Honeywell. Mayo de 2008. <http://www51.honeywell.com/sm/sulfn/la/common/documents/3.3_Suelos_Salinos.pdf> [Consulta: Marzo 2011]