



Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Química

**“ ESTUDIO TECNICO - ECONOMICO DE 3 SISTEMAS DE
TRATAMIENTO BIOLOGICO DE AGUAS RESIDUALES
COMO ALTERNATIVAS VIABLES EN LA CIUDAD
DE MEXICO ”.**

T E S I S

Que para obtener el título de:

INGENIERO QUIMICO

P r e s e n t a :

JORGE SALAZAR PACHECO

**TESIS CON
FALTA DE CUBRIR**



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 está 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.

INDICE

	Página
INTRODUCCION	1
OBJETIVOS	4
CAPITULO I: ANTECEDENTES	6
DEMOGRAFIA Y AREA URBANA	6
RECURSO AGUA	10
Fuentes de Abastecimiento	11
Disposición de las Aguas Pluviales y Residuales	14
Reutilización de las Aguas Residuales	22
Requerimiento, Uso y Demanda de Agua	26
La situación actual y a futuro	26
Acciones para reducir la demanda	29
CAPITULO II: PLANTEAMIENTO Y ANALISIS DE ALTERNATIVAS	34
ALTERNATIVAS PARA EL USO DE LAS AGUAS RENOVADAS	36
ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES	44
Tecnología Disponible	44
Sistemas de Tratamiento Propuestos	46
CAPITULO III: TECNOLOGIA DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS	52
BIOQUIMICA DE LOS PROCESOS	53
ECOLOGIA DE LOS PROCESOS	56
Tipos de Comunidades Microbiológicas en los Procesos	56
Microorganismos característicos	60
SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS	68
Descripción del Sistema Convencional	69
Instalaciones Básicas	71
Tanque de aeración	71
Sistemas de aeración	72
Tanque de sedimentación secundaria	75
Mecanismos de la Remoción de la Materia Biodegradable	78
Factores que afectan el Diseño y la Operación	79

	Página
Flujo y Carga orgánica	80
Residuos tóxicos e inhibitorios	87
Nutrientes	90
Sólidos suspendidos	91
Temperatura	92
Oxígeno disuelto	93
Criterios de Diseño	95
Índice volumétrico de lodos	96
Sólidos suspendidos del licor mezclado	97
Tasa de recirculación de lodos	99
Tiempo de retención de sólidos	99
Relación alimento-microorganismos	103
Producción de lodos	104
Purga de lodos	108
Requerimiento de oxígeno	109
Tiempo de retención hidráulico	113
Modificaciones del Sistema Convencional	113
Aeración por Pasos	114
Estabilización por Contacto	115
Proceso Kraus	116
Proceso Hatfield	117
Sistema Completamente Mezclado	117
Sistema de Alta Tasa	118
Aeración Extendida	119
Sistema con Oxígeno Puro	119
Sistemas de Multietapas	120
SISTEMA DE CONTACTOR BIOLÓGICO	124
Descripción del Sistema	124
Instalaciones Básicas	126
Contactor biológico	126
Tanque de sedimentación secundaria	129
Mecanismos de la Remoción de la Materia Biodegradable	129
Factores que afectan el Diseño y la Operación	130
Flujo y Carga orgánica	130
Residuos tóxicos e inhibitorios	131

	Página
Nutrientes	132
Sólidos suspendidos	132
Temperatura	133
Oxígeno disuelto	133
Criterios de Diseño	134
Carga hidráulica superficial	135
Velocidad rotacional	137
Tiempo de retención hidráulico	138
Arreglo del medio rotatorio	138
SISTEMA FILTRO ROCIADOR	138
Descripción del Sistema Convencional	139
Instalaciones Básicas	142
Sistema de distribución	142
Filtro rociador	145
Tanque de sedimentación secundaria	153
Mecanismos de la Remoción de la Materia Biodegradable	153
Factores que afectan el Diseño y la Operación	155
Flujo y Carga orgánica	155
Residuos tóxicos e inhibidores	158
Sólidos suspendidos	159
Temperatura	159
Oxígeno disuelto	161
Criterios de Diseño	161
Ecuación de The National Research Council	162
Lineamientos de The Ten States Standards	164
Ecuación de Velz	166
Ecuación de Schulze	167
Ecuaciones de Germain y Lin	168
Ecuación de Eckenfelder	171
Ecuación de Galler y Gotaas	172
Modificaciones del Sistema Convencional	174
Sistemas de Etapa Simple	174
Sistemas de Etapa Doble	177

	Página
COMPARACION ECONOMICA DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS	184
CAPITULO V: EVALUACION DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS	196
MARCO DE REFERENCIA	196
Capacidad de Tratamiento	196
Localización de las Plantas	197
Uso del Agua Renovada	198
Tratabilidad de las Aguas Residuales	200
EVALUACION	203
Etapas I y II	204
Etapas I' y III	206
CAPITULO VI: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	208
APENDICE A	213
ACTUALIZACION DE LA INFORMACION ECONOMICA	213
BIBLIOGRAFIA	216

INTRODUCCION

La influencia del hombre sobre el medio ambiente data desde su aparición sobre la Tierra y ha causado una regresión de los sistemas naturales en relacion con el estado que se podría suponer más probable si la especie humana no hubiera existido.

Evidentemente, la influencia ejercida ha sido diferente a través de la Historia, pero siempre de manera creciente. Así, durante muchos milenios ésta fue reducida; en un principio como depredador o competidor en las comunidades naturales de las que formaba parte, más adelante, dominando el fuego y creando actividades que le confirieron una vida sedentaria que paulatinamente permitió un desarrollo cultural de mayor amplitud y complejidad, en coincidencia con un incremento en la densidad de la población y en las diversas necesidades de la misma, dando origen a las grandes civilizaciones.

A raíz de los descubrimientos geográficos del siglo XV y las

subsecuentes políticas expansionistas y colonizadoras, el equilibrio ecológico empezó a verse comprometido; sin embargo, fue a partir de la revolución industrial cuando la incidencia en el medio ambiente se hizo más palpable y vertiginosa, incrementándose en forma extraordinaria durante los últimos 100 años.

Hoy en día, prácticamente en cualquier ámbito de la biosfera se ve reflejada la acción del hombre. Esto es de suma importancia ya que en ella se ha alterado y cada vez en mayor grado el reciclaje de la materia y la energía, causando una multiplicidad de efectos nocivos que, en algunos casos, podrían afectar irreversiblemente a la Naturaleza. Las consecuencias inmediatas son claras: la degradación del medio ambiente pone actualmente en peligro de extinción a numerosas especies animales y vegetales; el resultado de éste deterioro también se manifiesta en la salud humana.

Aunque la preocupación por todos éstos problemas ha alcanzado en la actualidad una dimensión inusitada, lo realizado hasta ahora con el fin de controlar y contrarrestar el deterioro en el medio ambiente y el consecuente desequilibrio ecológico ha sido insuficiente dado que ello depende de una compleja combinación de factores políticos, sociales, económicos y demográficos, entre otros. No es sorprendente que dicha preocupación adquiera un toque de ironía. Desde un punto de vista socioeconómico así ocurre con aquéllas industrias que se ven obligadas a utilizar aguas contaminadas, incompatibles con ciertos tipos de instalaciones; en tales circunstancias, un acondicionamiento de las aguas implicaría seguramente mayores costos de producción y, por ende, una alza en los precios de venta.

Un hecho consecuente de la acción que el hombre ejerce en el medio ambiente es la contaminación del agua que día a día es más grave. Pero esto no significa que el impacto resultante de la interacción con los demás estratos constitutivos de la biosfera sea menos importante.

Las aguas residuales domésticas e industriales, así como los plaguicidas y los residuos de origen animal constituyen las

principales fuentes de ésta contaminación. El uso del agua en las diferentes actividades del hombre trae consigo irremediablemente la generación de aguas residuales, las cuales comúnmente se vierten sin control alguno en los diversos sistemas hidrológicos, mismos que a través de las aguas pluviales también captan los agentes contaminantes arrastrados por éstas y aunque el poder de autodepuración de tales sistemas puede ser grande, al incrementarse la concentración de las sustancias polucionantes sobre ciertos límites tiende a anularse ésta capacidad ya sea porque el proceso natural de biodegradación agota el oxígeno disuelto en el agua, o bien, por la influencia que ejercen aquéllas de carácter tóxico, inhibitorio y/o no biodegradable. De cualquier modo, al reducirse la capacidad de regeneración, diversos efectos subsecuentes e interdependientes contribuyen repercutiendo, en principio, en la estabilidad de los ecosistemas.

Respecto a la generación de aguas residuales y a la contaminación del agua, la situación que presenta actualmente la Ciudad de México y su área metropolitana es de vital trascendencia, no sólo por los aspectos inherentes al medio ambiente sino porque está íntimamente relacionada con: la demanda, el abastecimiento y la distribución del agua, el desalojo de las aguas pluviales y residuales, el asentamiento del subsuelo y la extensión geográfica implicada directa e indirectamente. Lo anterior pone de manifiesto una problemática cuya magnitud y complejidad no tiene precedentes y su resolución demanda inmediatas e importantes medidas de orden político, jurídico, administrativo, técnico, económico, social y ecológico, cuya aplicación inexorable pero estratégica sea eficaz a corto, mediano y largo plazo.

Con la finalidad de contribuir en el planteamiento de las soluciones relativas a las aguas residuales y a la contaminación del agua de la Ciudad de México, cuestiones que a priori constituyen la clave de la problemática global descrita anteriormente, se concibió el presente trabajo. La idea del mismo no resulta del azar sino de la visualización del panorama a través de mi experiencia profesional ya que ésta dió inicio precisamente

en el área de tratamiento de aguas residuales. Mi desempeño en el control de calidad, en la operación de plantas de tratamiento, en el trabajo tanto de campo como experimental para el diseño de plantas de tratamiento, en la elaboración de estudios, informes y manuales, pero sobre todo en el manejo de los sistemas de tratamiento biológico secundario aquí propuestos, además de brindarme un criterio real para la ejecución de éste trabajo de tesis me ha permitido enriquecerlo y hacerlo más objetivo.

Ahora bien, el trabajo realizado es en esencia un estudio comparativo de 3 sistemas de tratamiento biológico empleados comúnmente en la depuración de las aguas residuales como tratamiento de tipo secundario. Los sistemas referidos son: Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rotador.

OBJETIVOS

El estudio correspondiente está dirigido al cumplimiento de objetivos básicos y específicos, los cuales se definen a continuación:

- 1° Comparar los aspectos tecnológicos y económicos de 3 sistemas de tratamiento biológico secundario, específicamente: Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rotador.
- 2° Proponer los sistemas que resulten más convenientes para el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de México de acuerdo a las necesidades actuales y futuras.
- 3° Referir las medidas básicas que complementen los propósitos de la implementación de los sistemas de tratamiento propuestos.

Para llevar a cabo los fines expuestos, en el capítulo I se hace una descripción de los antecedentes relativos al desarrollo de la metrópoli donde sólo se refieren aquéllos factores que por su índole son esenciales en éste trabajo haciendo mención de los problemas y las necesidades que han prevalecido, así como de las soluciones dadas en su momento; éstos antecedentes son en sí las razones que justifican la realización del presente trabajo y que

conducen finalmente a la búsqueda y al planteamiento de soluciones al respecto. Con tales expectativas, en el capítulo II se plantean y analizan las posibles alternativas para el reuso del agua y el tratamiento de las aguas residuales y se postulan los requerimientos de capacidad de tratamiento de aguas residuales que a corto y mediano plazo podrían aportar resultados patentes en relación a los problemas de abasto de agua de primer uso. En el capítulo III se efectúa una amplia descripción de los aspectos tecnológicos de los sistemas propuestos que comprenden la bioquímica y la microbiología implícitas, las instalaciones básicas propias del sistema convencional, los mecanismos de la remoción de la materia biodegradable, los factores que influyen en el diseño y la operación, los criterios empleados para el diseño y las modificaciones del sistema convencional. En el capítulo IV se hace mención de los lineamientos y factores que determinan el costo económico que implica el tratamiento de las aguas residuales mediante cualquiera de los sistemas propuestos y se desarrolla un análisis con la información económica disponible que nos proporciona un panorama sobre los costos del capital inicial y de la operación y el mantenimiento de los mismos sistemas. Conforme a las consideraciones hechas en los capítulos anteriores, en el V se estructura el marco de referencia requerido para la evaluación de los sistemas mencionados y se proponen las etapas que integrarían la instalación de los requerimientos de capacidad de tratamiento de aguas residuales a corto plazo y los sistemas que se consideran de mayor conveniencia para ello. Finalmente, en el capítulo VI se mencionan las conclusiones y recomendaciones respectivas.

I

ANTECEDENTES

En el planteamiento de las soluciones relativas a las aguas residuales y a la contaminación del agua en la Ciudad de México es inevitable considerar los factores asociados a su incontrolado crecimiento, dado que, éstos están relacionados interdependientemente. No obstante, sólo serán referidos aquéllos que por su índole están ligados directamente con los propósitos de éste trabajo.

DEMOGRAFIA Y AREA URBANA

La Ciudad de México y su área metropolitana constituyen en la actualidad la conurbación más grande y poblada del mundo. Su desmesurado crecimiento ha sido causado fundamentalmente por la alta concentración de las actividades económicas, lo cual resulta

evidente; ya que ésto implica entre otras cosas, una gran oferta y demanda de mano de obra mejor remunerada y mejores condiciones de vida, alentando un proceso emigratorio hacia la ciudad.

En la Fig. 1-1 se representa la dinámica del crecimiento de la ciudad durante el presente siglo; en ella se puede observar que hasta 1980, la población y el área urbana han crecido siguiendo un comportamiento de tipo exponencial. A partir de la década de los 40's, la tasa de crecimiento de la población y del área urbana aumento sensiblemente respecto a las registradas en las décadas anteriores; sin embargo, después de 1950 su incremento es considerablemente significativo a medida que pasa el tiempo. Es precisamente en ésta década cuando se inicia una etapa trascendental, dado que se manifiesta un proceso de metropolización claramente definido y se desbordan las fronteras políticas entre el Estado de México y el Distrito Federal. Actualmente, la zona metropolitana incluye 11 municipios del Estado de México y la tercera parte de la población del área urbana vive en dichos municipios. En la Fig. 1-2 se puede apreciar la extensión actual y los límites correspondientes de las áreas urbana y metropolitana de la Ciudad de México.

La tendencia que ha presentado la tasa y la distribución del crecimiento demográfico durante las 3 últimas décadas y la falta de planeación urbana y demográfica han traído a la par una problemática compleja y creciente que poco a poco ha alcanzado niveles extraordinariamente críticos, debido a que la infraestructura urbana ha tenido un desarrollo irregular y caótico porque continuamente resulta insuficiente ante las innumerables e interminables necesidades que demanda la ciudad. Desde cualquier punto de vista es por demás ejemplificar lo anterior; no obstante, es imprescindible mencionar la urgente necesidad que representa el ejercicio de un control sobre el actual ritmo de crecimiento de la misma. En relación a ésto, recientemente las políticas gubernamentales se han orientado hacia una planificación urbana y demográfica, así lo demuestran: los programas de descentralización, los cuales adquirieron mayor importancia a consecuencia de los terremotos ocurridos en septiembre de 1985; los lineamientos del

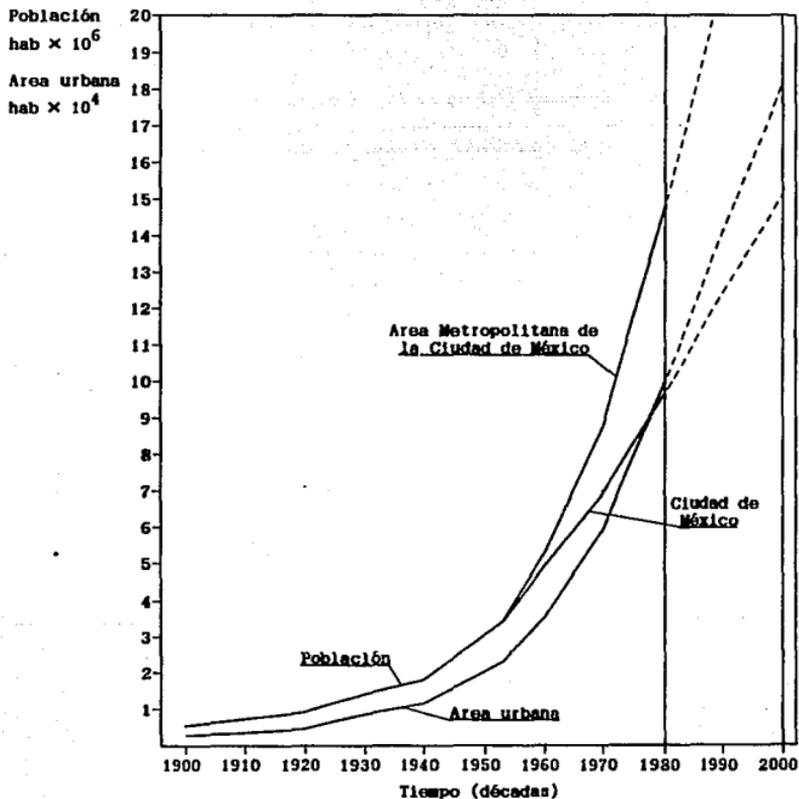


Fig. I-1 Dinámica del crecimiento de la población y del área urbana de la Ciudad de México y el Área Metropolitana.

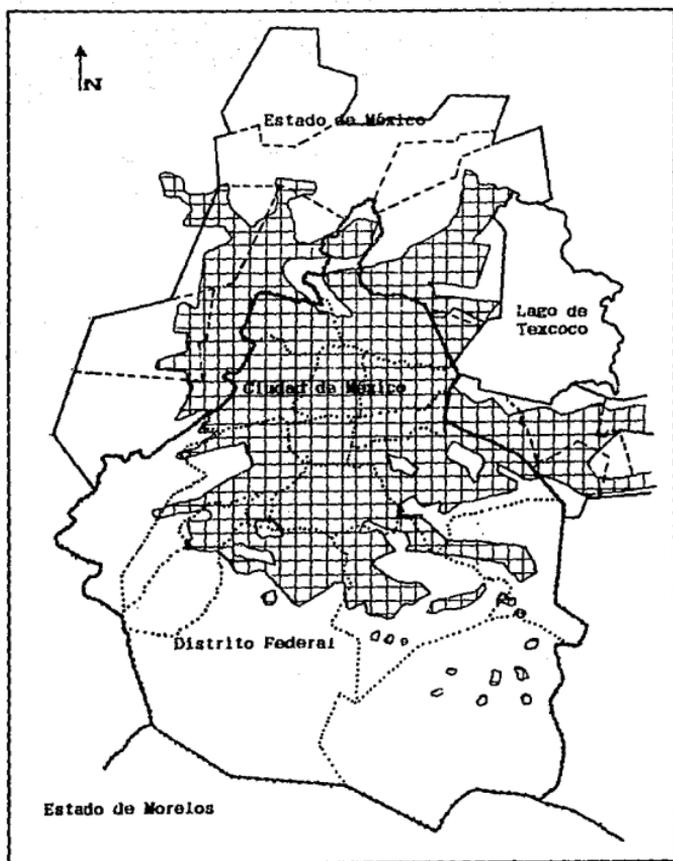


Fig. 1-2 Areas urbana y metropolitana de la Ciudad de México.

Sistema Hidráulico del Distrito Federal; los programas de planificación familiar, de control de emisiones de los vehículos automotores y de restricción de la circulación vehicular, entre otros de diversa índole. Sin embargo, en el cumplimiento de los objetivos correspondientes no será fácil obtener resultados patentes a mediano y largo plazo al sumarse las condiciones a las que se ha visto sometida la economía nacional. De éste modo, muy posiblemente deberán realizarse atinadas modificaciones y/o adoptarse medidas de control más estrictas. Esto es comprensible y además de gran relevancia, suponiendo en primera instancia que la tendencia en el crecimiento ciudadano sea similar al ritmo registrado en el período 1970-80: Hacia el año 2000, la Ciudad de México y su área metropolitana contará con una población cercana a los 26 millones de habitantes, 79% más que en 1980, de los cuales el 43% corresponderían a la población de la zona metropolitana; mientras que el área urbana casi se duplicaría respecto al mismo año, es decir, ocuparía una superficie de aproximadamente 187 000 ha.

RECURSO AGUA

Indudablemente, éste aspecto constituye un factor vital en la infraestructura urbana de cualquier ciudad, sobre todo por el ritmo de crecimiento respectivo y lo que ello encierra. Un incesante aumento en la demanda de agua, además de acarrear una situación difícil primordialmente cuando las fuentes de abastecimiento no son accesibles, se traduce en mayores volúmenes de aguas residuales que es necesario disponer y, a su vez, su desalojo está íntimamente ligado al de las aguas pluviales. Las obras necesarias para satisfacer tales requerimientos son costosas y demoradas mientras tanto se producen otros problemas, tales como: insalubridad, contaminación de ríos, sobreexplotación de los mantos acuíferos y riesgo de contaminación de los mismos, etc.

En materia de agua, la Ciudad de México a través de 665 años de historia ha tenido que enfrentar una lucha continua por y contra

ésta, pero de uno u otro modo, las causas siempre han estado interrelacionadas con un mismo conjunto de factores: las características hidrológicas, geológicas, climatológicas, orográficas y edafológicas del valle de México. Según las circunstancias fue necesario responder con obras de gran trascendencia y aún cuando éstas trajeron beneficios tales fueron temporales, dando la pauta para la generación de otros conflictos y la modificación del entorno físico de la región. Con el paso del tiempo, las consecuencias conjuntas de éste proceso evolutivo y de los aspectos relativos al crecimiento de la urbe han traspazado los límites naturales de dicho entorno afectando a las regiones vecinas.

Fuentes de Abastecimiento

Originalmente, el sistema hidrológico del valle de México se constituía como una cuenca cerrada. En ausencia de salidas naturales, los escurrimientos que se generaban dentro de la misma convergían hacia un vasto conjunto lacustre cuyo nivel oscilaba en función de los periodos de lluvias, siendo probable que al final de la última glaciación formaran un sólo cuerpo de agua de poca profundidad.

Como es sabido la Ciudad de México fue fundada en las riberas e islotes occidentales de éste conjunto lacustre. Paradójicamente, tal situación no brindaba ventaja alguna en relación al aprovisionamiento de agua dado que ésta era de carácter salobre.

En consecuencia, desde la época prehispánica fue necesario depender de fuentes relativamente distantes.

Durante los primeros años de México-Tenochtitlán se aprovechaba la escasa agua de los islotes en donde se asentaba, así como aquélla del lago que resultaba útil. Posteriormente, las fuentes de suministro fueron del exterior. Los manantiales de Chapultepec surtieron a la ciudad desde principios del siglo XV y los de Coyoacán al finalizar el mismo; sin embargo, hacia la primera mitad del siglo XIX el caudal proporcionado por éstos

resultó insuficiente. El déficit fue abatido en ese entonces mediante la extracción del recurso de pozos someros, iniciándose así la explotación de los acuíferos del valle de México. De cierto modo, ésto resultó contraproducente debido a que la presión en los mantos disminuyó a causa de la extracción reduciéndose, por consiguiente, el caudal de los manantiales mencionados. Además, se sumaron a los problemas de abasto otros subsecuentes como el hundimiento de la ciudad, el cual, es muy probable que haya comenzado en esa época¹.

En los albores del presente siglo, la creciente demanda dió lugar a la transferencia hacia la ciudad de las aguas de los manantiales de Xochimilco. A juzgar por la evolución de los hundimientos, lo anterior permitió posiblemente que la extracción de agua de pozos se incrementara poco hasta los años 30's. A partir de ésta década, las fuentes de abastecimiento resultan nuevamente deficientes como consecuencia del crecimiento de la población, por lo que se intensifica la explotación de los acuíferos a través de pozos profundos acelerando con ello los hundimientos entre 1938 y 1948. Mientras tanto, en los años 50's se suman las aguas de los manantiales del río Lerma en el valle de Toluca, comenzando con ello la transferencia de agua desde otras cuencas. Posteriormente, ante la aguda situación presentada a raíz del exorbitante crecimiento de la ciudad fué necesario incrementar en forma sucesiva la explotación de los mantos en diversas áreas alejadas del centro de la misma, inclusive en Xochimilco donde los manantiales fueron agotados. Dichas acciones se prolongaron hasta finalizar la década de los 70's y aunque también causaron hundimientos en tales zonas, en el centro de la ciudad se redujeron notablemente entre 1960 y 1970. La Fig. I-3 muestra los asentamientos del subsuelo registrados entre 1952 y 1980. Respecto

¹ Las características geohidrológicas del valle de México permiten que los estratos arcillosos que componen el subsuelo, principalmente en la parte central del mismo, constituyan mantos que ceden agua lo cual implica que sufran asentamientos al abatirse las presiones en el acuífero profundo por causa de la extracción.

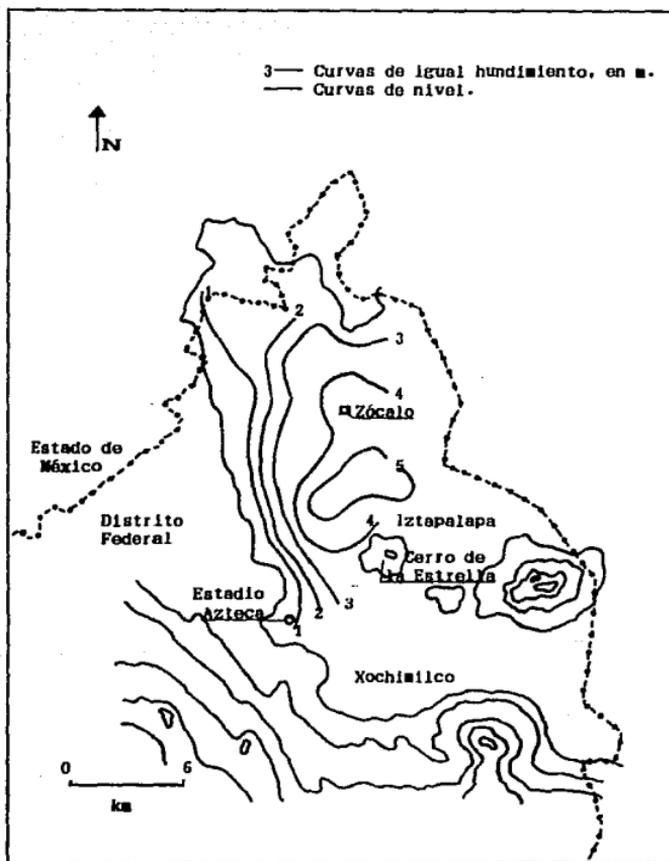


Fig. 1-3 Asentamientos del subsuelo registrados en la Ciudad de México de 1952 a 1980.
 Fuente: Ref. 1.

a la aportación proveniente de la cuenca del río Lerma, ésta se elevó en 1967 mediante nuevas baterías de pozos.

Desde 1982, la metrópoli cuenta con otra fuente de abastecimiento, ya que entró en operación la primera etapa del proyecto Cutzamala mediante el cual se transfiere agua desde aquella cuenca.

De acuerdo a los estudios demográficos realizados por el Colegio de México, a partir de 1982 la población del Distrito Federal aumentará en un 70% hacia el año 2000; si se mantienen los mismos patrones de consumo de agua, el abastecimiento dependerá en mayor medida de cuencas lejanas, lo cual será muy costoso dada la magnitud de las obras y las enormes cantidades de energía que se requieren en dicha empresa. Con tales necesidades de abasto: Es posible que al comenzar el siglo XXI queden integradas al actual sistema hidrológico, las cuencas de Amacuzac, Oriental y Tecolutla (Fig. I-4).

Disposición de las Aguas Pluviales y Residuales

Desde la fundación de la ciudad, los asentamientos humanos se extendieron hacia las superficies disponibles, pero preferentemente sobre aquellas que se ganaban a las mismas aguas. Tal situación hacía a la ciudad susceptible a inundaciones cuya magnitud y frecuencia estaba sujeta a las fluctuaciones en los niveles de agua y, por ende, a las características del régimen pluvial.

Al haber dotado al valle con una salida artificial con el objeto de ejercer un control en los niveles de agua del conjunto lacustre, se propició que la mayor parte de éstas aguas superficiales se extinguieran paulatinamente². Sin embargo, éste

2 En la actualidad sólo quedan vestigios distribuidos en diversos puntos del valle: el lago de Texcoco y la laguna de Zumpango que son los de mayor importancia, los lagos de Guadalupe y Chapultepec y los canales de Xochimilco y Cuernavaca.

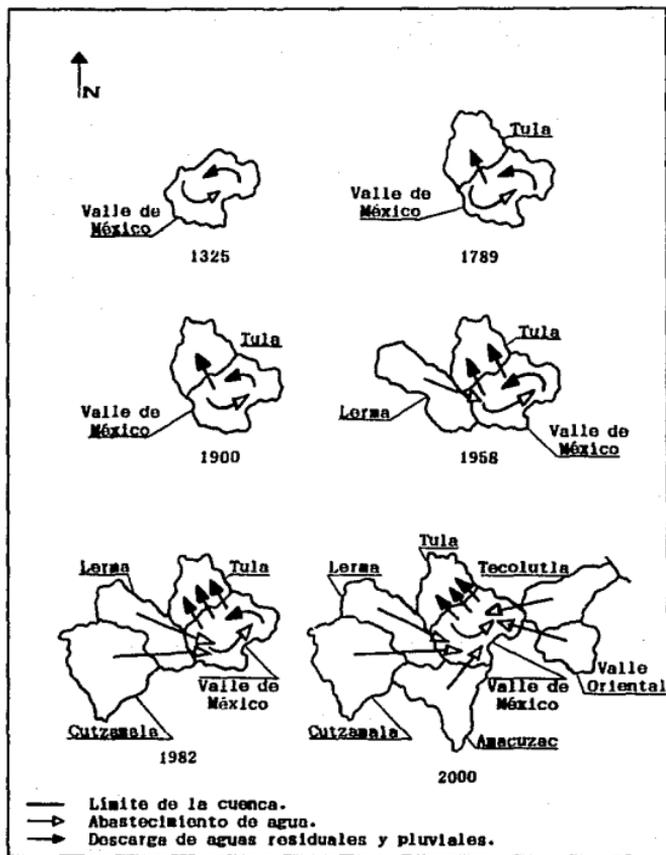


Fig. 1-4 Evolución del sistema hidrológico implícito en el abasto y desalajo de agua en la Ciudad de México.
 Fuente: Ref. 1.

hecho no fue suficiente para librar a la ciudad de tales inclemencias, mismas que hasta nuestros días sigue padeciendo a pesar de haberse aplicado otras soluciones.

Lo persistente de dicha tendencia puede ser fácilmente explicable, sobre todo por las condiciones que originalmente presentaba el área donde se desarrolló la ciudad. Sin duda alguna, la causa determinante y de mayor relevancia la constituye el singular régimen pluvial. En el valle de México, las lluvias se presentan por lo general entre los meses de mayo y octubre y la precipitación media anual es de 700 mm. Las lluvias de verano que son las más intensas, generalmente tienen su origen en fenómenos convectivos que producen tormentas intensas concentradas espacialmente y de corta duración. En cambio, las lluvias invernales son de mayor extensión en cuanto al espacio y al tiempo, pero de baja intensidad. En la Fig. 1-5 se puede observar que la precipitación media anual en el valle aumenta predominantemente en sentido noreste-suroeste, siendo más acentuada en las regiones montañosas del sur y del poniente. No obstante, ésta tendencia es mucho menos notable en el caso de las precipitaciones de corta duración, por ello, las grandes tormentas pueden ocurrir casi indistintamente en cualquier parte del valle y, en particular, en cualquier lugar de la Ciudad de México.

Desde el punto de vista de su aprovechamiento y control, ésta distribución temporal es muy desfavorable debido a que casi la totalidad de la precipitación anual se concentra en un número muy reducido de tormentas. Así, durante una sola de ellas es posible que se precipite entre el 7 y el 10% de la lluvia media de un año y de éste volumen, más del 50% se precipita en tan sólo 30 minutos, lo que provoca grandes crecientes.

Otro de los factores de gran importancia lo es el relieve de la región. En efecto, la zona meridional del valle de México es la que presenta las mayores y menores elevaciones, siendo precisamente en las partes bajas donde se asienta la metrópoli. De ésta forma, durante la época de lluvias, los escurrimientos producidos principalmente de las sierras y lomas ubicadas al oriente, sur y poniente se encauzan hacia la planicie central

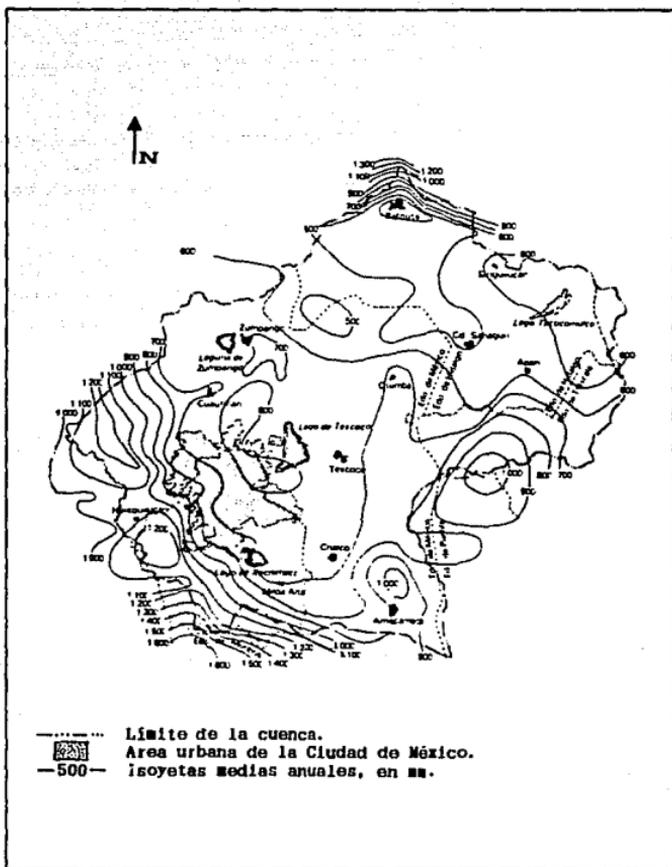


Fig. I-5 Isoyetas anuales en la cuenca del valle de México.

Fuente: Ref. 1.

desembocando actualmente en terrenos pantanosos y en el lago de Texcoco, afectando con regularidad el área urbana.

La primer gran obra realizada para resolver el problema de las inundaciones data del año 1450. Nezahualcōyotl, por encargo de Moctezuma Ilhualcamina, diseñó y dirigió la construcción de un albarradón de contención de aproximadamente 16 km de longitud.

Durante la conquista de México, el sistema de bordos y diques que resguardaban la ciudad fue destruido parcialmente; no obstante, al quedar instaurado el régimen colonial español, las autoridades siguieron el método de contención empleado por los mexicas. Lo hecho hasta entonces no libraba a la ciudad de las inundaciones causadas por las lluvias torrenciales. En 1553, 1580, 1604, 1606, 1607, 1623, 1626, 1627 y 1629 se suscitaron las más graves resultando cuantiosas pérdidas humanas y económicas, incluso por algunas de ellas la ciudad permaneció bajo las aguas durante varios años. Ante la situación, Enrico Martínez propuso a las autoridades la construcción de un túnel en la zona de Nochistongo, localizada al noroeste del valle de México. La obra se inició en 1607 y se terminó en menos de un año y de ésta manera el valle dejó de ser una cuenca cerrada al contar con la primera salida artificial hacia la cuenca del río Tula. Sin embargo, poco tiempo después ocurrieron derrumbes por falta de revestimiento que inutilizaron el túnel, se decidió entonces sustituirlo por un gran tajo que se concluyó después de 160 años de trabajo; así, a partir de 1789 se dió salida permanentemente a las aguas del río Cuautitlán.

Hasta entonces el problema medular lo constituían las aguas pluviales y las consecuentes inundaciones, mientras que la disposición de las aguas residuales comenzaba a dar dificultades aunque de menor magnitud por lo reducido de la población³.

Con el tajo de Nochistongo se comenzó la alteración de la

3 En la época virreinal las autoridades permitían que los drenajes de las casas desaguaran exclusivamente líquidos a las acequias y zanjas, mientras que el excremento se recolectaba arrojándose a las afueras de la ciudad.

ecología del valle de México dando inició a un nuevo proceso. El nivel de los lagos ya no crecía como antes, sino al contrario. Esto dió origen a que la ciudad se extendiese por las planicies lacustres; los diques, de hecho, crearon áreas seguras pero no por ello cesaron las inundaciones, los ríos que atravesaban la ciudad al salirse de su cauce por las grandes crecientes afectaron los asentamientos de las zonas bajas, particularmente los ribereños.

Cada vez los embates se hacían mas alarmantes sobre todo por los cuantiosos daños. En algunas zonas se llegaron a registrar niveles hasta de 3 m de altura. Por eso, en la segunda mitad del siglo XIX se decidió emprender nuevas obras de desagüe, consistentes en el Gran Canal del Desagüe y el Primer Túnel de Tequisquiac, la cual constituyó la segunda salida artificial del valle de México; ambas obras se inauguraron en el año de 1900.

A principios de éste siglo, el Ing. Roberto Gayol construyó una red de alcantarillado formada por colectores que van principalmente del poniente al oriente, siguiendo aproximadamente la pendiente del terreno. Estos conductos constituyeron una importante obra de saneamiento para atender a medio millón de habitantes y descargaban sus aguas al Gran Canal. Pero ante el crecimiento demográfico y la expansión urbana suscitados en el transcurso del siglo el drenaje resultó insuficiente, tanto que en la década de los 40's hubo varias inundaciones graves en las zonas bajas.

Por otra parte, el asentamiento del subsuelo ocasionado por la sobreexplotación de los acuíferos, disminuyó la capacidad de desalojo de las aguas del valle, motivando la ampliación del Gran Canal y la construcción del Segundo Túnel de Tequisquiac; mientras que el drenaje proyectado para trabajar por gravedad, requirió de bombeo para elevar las aguas al nivel del Gran Canal instalándose 29 plantas de bombeo en diversas zonas de la ciudad, entre 1952 y 1966, implicando un notable aumento en los costos de operación y mantenimiento. También se completó la red de colectores y se entubaron total o parcialmente los ríos Churubusco, Mixcoac, La Piedad y Consulado, los que conducían aguas residuales a cielo abierto en condiciones insalubres. De 1960 a 1961 se construyeron

el interceptor y el Emisor Poniente con el objeto de recibir y desalojar las aguas del oeste de la ciudad; dicho emisor descarga sus aguas a través del tajo de Nochistongo.

En la Fig. 1-6 se ilustra secuencialmente el efecto del asentamiento del subsuelo sobre el sistema de drenaje de la ciudad durante el presente siglo. De ella resulta interesante resaltar la variación registrada en la pendiente del Gran Canal, de 19 cm/km que mantenía en 1910 a casi nula en la actualidad. Ante esto cabe agregar lo siguiente: en 1910 el nivel del lago de Texcoco, el cual regulaba las aguas del Gran Canal, se encontraba a 1.90 m por debajo del centro de la ciudad; en 1970, el hundimiento había sido tal que el nivel del lago ya se encontraba a 5.50 m por encima del mismo punto de referencia.

Básicamente, el desmesurado crecimiento urbano y los problemas del hundimiento de la ciudad hicieron insuficientes las capacidades del drenaje del Gran Canal y del Emisor Poniente. Por ello, se hizo necesaria una nueva alternativa: la construcción del Drenaje Profundo, el cual aún no se concluye. Este sistema está integrado por conductos de gran diámetro en profundidades tales que no son afectados por los asentamientos del terreno; las capacidades de conducción de los ductos que ya se encuentran en operación son de 40, 85, 90 y 220 m³/seg. Dicha obra funciona por gravedad conduciendo las aguas fuera del valle, constituyéndose como la cuarta salida artificial del mismo.

Ante la magnitud de ésta última obra y su cuidadosa planeación para dar una solución definitiva al desalojo de las aguas pluviales y residuales de la Ciudad de México, se contraponen situaciones que requieren de una adecuación para que tal solución no se vuelva transitoria: La creciente urbanización que impide la infiltración en el subsuelo por la presencia del pavimento y del concreto no sólo ocasiona un aumento en el volumen del agua pluvial que debe captarse, sino que produce escurrimientos más rápidos de la misma y favorece el hundimiento del subsuelo; la interferencia que ocasionan las obras viales, principalmente el Metro, y la basura de las calles son algunos de los factores que contribuyen preponderantemente en la disminución de la eficiencia de la red de

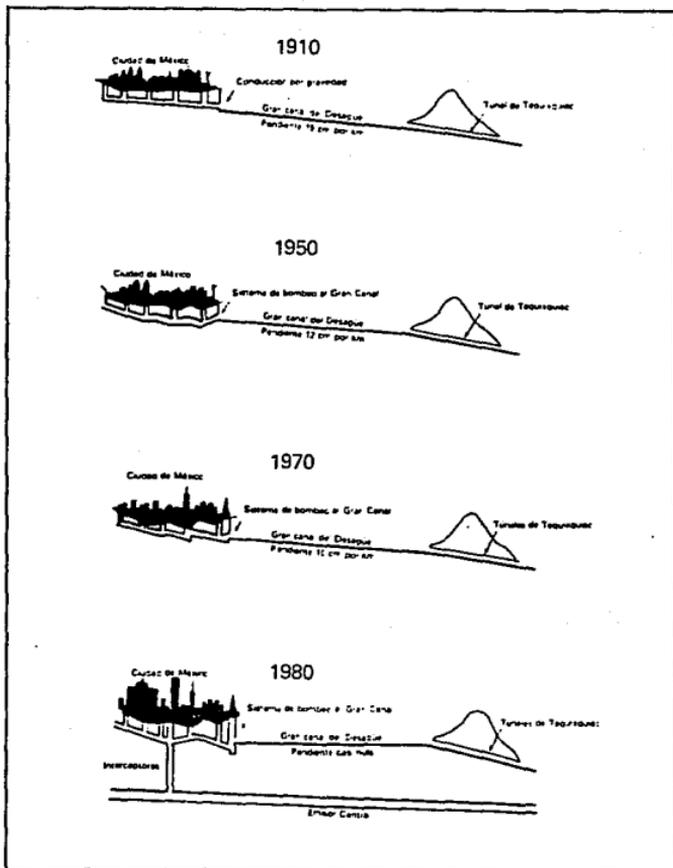


Fig. I-6 Efecto del asentamiento del subsuelo sobre el sistema de drenaje de la Ciudad de México.
 Fuente: Ref.1.

alcantarillado y, por ende, en el resultado que ofrece el Drenaje Profundo.

Reutilización de las Aguas Residuales

El constante aumento en la demanda de agua y las inversiones cada vez mayores para satisfacerla, han tornado conveniente el tratamiento de las aguas residuales para reutilizarlas evitando con ello el empleo de agua potable en los usos que no requieren de esa calidad. En éste sentido, los primeros esfuerzos se iniciaron en los años 50's apoyando de éste modo tanto el abasto de agua como la disposición de las aguas residuales. La primera planta de tratamiento de aguas residuales se construyó en el Bosque de Chapultepec e inició su operación en 1956, destinándose las aguas tratadas al riego de las áreas verdes y al llenado de los lagos del mismo. Desde entonces se han instalado 9 plantas en diversos puntos de la ciudad e iniciaron su operación en: 1958, en la Ciudad Deportiva; 1959, en Xochimilco; 1964, en San Juan de Aragón; 1971, en el Cerro de la Estrella; 1973, en Bosques de las Lomas; 1981, en El Rosario; y 1982, en Acueducto de Guadalupe y en la Ciudad Universitaria⁴. En todas ellas el tratamiento secundario se realiza mediante el proceso de Lodos Activados, excepto en la planta de la Ciudad Universitaria que cuenta además con los procesos de Contactor Biológico y Filtro Rociador. La planta del Cerro de la Estrella dispone también de tratamiento avanzado, aunque éste se reduce a una unidad piloto de 10 l/seg que representa el 0.5% de su capacidad instalada a nivel secundario. Respecto a la desinfección de los efluentes, en todas ellas se lleva a cabo con cloración convencional.

La capacidad instalada en la Ciudad de México es de 4.34

4 No se incluyen las plantas de tratamiento del Reclusorio Sur y del Colegio Militar, ya que el caudal que manejan es reducido y se emplea localmente. Tampoco se considera la capacidad instalada de otros particulares.

Planta	Capacidad instalada (l/seg)	Capacidad aprovechable (l/seg)	Capacidad aprovechable (%)	Inicio de Operación
Cerro de la Estrella	2 000	1 410	70.5	1971
Xochimilco	1 250	205	16.4	1959
San Juan de Aragón	500	370	74.0	1964
Ciudad Deportiva	230	165	71.7	1958
Chapultepec	160	135	84.4	1956
Acueducto de Guadalupe	80	83	103.8	1982
Bosques de las Lomas	55	28	50.9	1973
Ciudad Universitaria	40	20	50.0	1982
El Rosario	25	22	88.0	1981
Total	4 340	2 433	56.1	

Cuadro I-1 Plantas de tratamiento de aguas residuales instaladas en la Ciudad de México.

Fuente: Ref. 1.

m³/seg. Sin embargo, como puede ser observado en el Cuadro I-1 la capacidad global aprovechable es de sólo 2.433 m³/seg, que en otras cifras representa el 56.1% de la capacidad instalada y el 6.1% del gasto total de aguas residuales que se genera en la ciudad.

El deficiente aprovechamiento de las obras realizadas y su limitado auge como alternativa soporte y solvente en los problemas crecientes en torno al agua está fundamentado ampliamente.

En primer término, cabe señalar la situación prevaliente en las plantas existentes. Algunas de ellas no habían recibido un mantenimiento adecuado por mucho tiempo, por lo cual, a partir de 1978 se repararon los desperfectos más graves. En la mayoría de ellas se requería complementar el equipo y la instrumentación para mejorar tanto los procesos como el control de calidad a fin de optimizar la operación y, por ende, la calidad fisicoquímica y biológica del agua renovada.

En relación a la operación, los planos y manuales resultaban obsoletos porque no se habían documentado las modificaciones ni las reposiciones de equipo hechas a lo largo de la vida de cada planta; por ello en 1982 se concluyó un programa de actualización de la información y los inventarios de equipo de modo que en cada planta se pudiera contar con planos y manuales, herramientas indispensables para la operación y el mantenimiento preventivo adecuados. Respecto al personal operativo, éste resultó ser insuficiente por mucho tiempo.

Por otra parte, la infraestructura para la distribución del agua tratada había sido deficiente. La instalación de 130 km de tubería entre 1978 y 1982 permitió incrementar la red a 500 km, elevando el caudal aprovechable en un 92%, es decir, a 2.5 m³/seg.

Aunque la mayor parte del fluido tratado se entrega a los usuarios con dicha red, también se emplean las llamadas "garzas" para alimentar autotanques que efectúan el riego de las áreas verdes en zonas donde no es costeable la instalación de tubería.

El uso predominante dado hasta ahora a las aguas renovadas también ha contribuido en el desaprovechamiento de la capacidad de tratamiento instalada. Con el caudal tratado se mantiene el nivel de los lagos y canales recreativos y se efectúa el riego de áreas verdes, aunque también se emplea parcialmente en las actividades de la industria de la construcción. Razón por la cual, la demanda de agua renovada es variable a lo largo del año, evidentemente, por el ciclo pluvial.

Otro factor contribuyente lo son las mismas aguas residuales producidas en la ciudad. Con el desarrollo urbano e industrial, no sólo se ha incrementado el volumen de éstas sino también la cantidad y la variedad de los contaminantes permitiendo primeramente una interrelación muy compleja entre la fisicoquímica y la biología de las aguas y, en segundo término, que tanto las características como su interrelación llegaran a ser desconocidas durante mucho tiempo. Esto no había hecho posible determinar el uso que podrían tener las aguas una vez tratadas ni los procesos de tratamiento necesarios para lograr una calidad específica; por otro lado, tampoco se conocían los usuarios potenciales de dichas aguas.

Cuando se proyectaron las plantas de tratamiento, en la elección del tipo de proceso se consideraron principalmente criterios de carácter económico en base a la calidad del agua residual a tratar, la cual en su momento correspondía al tipo doméstico; entonces los residuos industriales no representaban un problema significativo. Sin embargo, la eficiencia general de los sistemas ha disminuído manifestándose directamente en la calidad de los efluentes, la cual resulta inferior respecto a la planeada inicialmente. Esto es lógico ya que la presencia de sustancias tóxicas, inhibidoras y/o no biodegradables en las aguas residuales inciden sobre el proceso biológico empleado.

Como puede ser observado de lo expuesto anteriormente, la problemática en torno al tratamiento de las aguas residuales aparte de haberse venido complicando por el marco circunstancial que ha padecido la ciudad en su evolución, se ha acentuado su gravedad por la falta de información sobre aspectos fundamentales para aplicar soluciones a la misma. Ante ésta situación, las acciones llevadas a cabo hasta ahora han sido básicamente: el aprovechamiento de la capacidad de tratamiento disponible; la ejecución de estudios e investigaciones sobre las condiciones particulares de cada planta, la calidad de las aguas residuales que se generan en la ciudad, los usos y los usuarios potenciales del agua tratada, la determinación de los procesos de tratamiento para lograr la calidad requerida por los usos y los usuarios potenciales y la adaptación a la realidad nacional de los avances tecnológicos; y el ejercicio de un control en la calidad de las aguas residuales mediante una reglamentación de las descargas. Todo esto a fin de proporcionar bases sólidas para el desarrollo del reuso del agua y la ampliación estratégica de la capacidad instalada. Para tal objetivo cabe subrayar la importancia que tiene el control de la calidad de las aguas residuales mediante el cumplimiento de la calidad establecida para las descargas, ya que de lo contrario: Los procesos de tratamiento tendrían que modificarse cada vez que empeorara la calidad de las aguas residuales.

Requerimiento, Uso y Demanda de Agua

La situación actual y a futuro

El balance hidrológico en el valle de México según estimaciones efectuadas hacia 1982 se muestra en la Fig. 1-7.

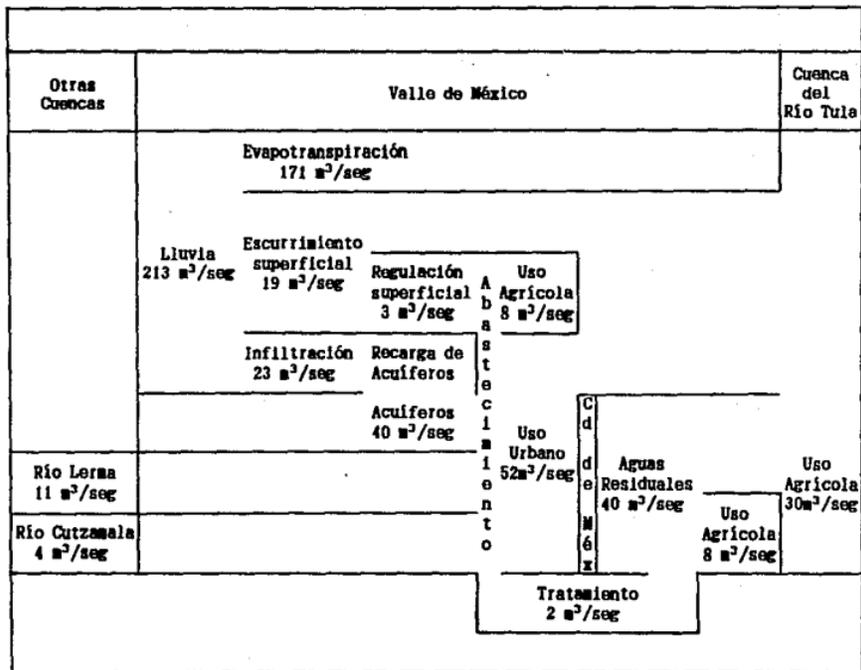
De la precipitación anual, el caudal medio equivalente es de 213 m³/seg. Se calcula que de éste gasto se evapotranspiran 171 m³/seg, cantidad que no es susceptible de aprovechamiento. De los 42 m³/seg restantes, 23 recargan los acuíferos y 19 escurren superficialmente; y de éstos últimos, se regulan 3 m³/seg para ser aprovechados y se desalojan los 16 restantes a través de los drenes del valle para evitar inundaciones ya que, como se ha mencionado, la mayor parte del escurrimiento superficial ocurre en períodos muy cortos durante los cuales se concentran grandes caudales.

Por lo que respecta al abastecimiento de agua, el gasto para satisfacer los requerimientos de los usuarios en la cuenca es de 60 m³/seg, de él se destinan 52 al uso urbano y 8 al agrícola. Para ello se importan 11 m³/seg de los acuíferos sobreexplotados de la cuenca del río Lerma y 4 m³/seg de la cuenca del río Cutzamala. De los acuíferos del valle de México, también sobreexplotados, se extraen 40 m³/seg; de ellos, 23 provienen de la recarga anual y 17 de la cantidad que aún se encuentra almacenada en los mismos. Para completar el abastecimiento, se emplean los 3 m³/seg de las aguas superficiales reguladas que se mencionaron anteriormente y 2 m³/seg de aguas residuales tratadas.

Del uso dado al caudal abastecido, se generan 40 m³/seg de aguas residuales. De dicha cifra, 2 m³/seg son los que se tratan para reuso en el riego de áreas verdes y en la regulación de los lagos y canales recreativos, principalmente; 8 m³/seg se emplean para el riego agrícola de 18 000 ha en el valle de México y el resto, 30 m³/seg, se usan con el mismo fin para 56 000 ha en la cuenca del río Tula.

Para la Ciudad de México, el caudal disponible estimado era de 40 m³/seg, valor que representa el 67% del requerimiento para el valle de México y el 96% para la ciudad. Según el Colegio de México, el requerimiento de la ciudad para el año 2000, manteniendo

Fig. 1-7 Balance hidrológico en el valle de México.



el mismo patrón de consumo será de 72 m³/seg. Para satisfacer esa demanda, por una parte, no sólo será necesario aumentar considerablemente los caudales que se importan sino que habrán de integrarse otras cuencas al sistema de abasto como ya fué señalado. De éste modo, deberán construirse obras que aporten 49 m³/seg, ya que tendrá que contemplarse la reducción de los 17 m³/seg de la sobreexplotación actual de los acuíferos. Esto significa que en promedio habría que incorporar 2.72 m³/seg cada año entre 1982 y el 2000. Por la otra, será indispensable incrementar la infraestructura de distribución. Así, será necesario aproximadamente: la instalación de 70 km de tubería de conducción; el incremento en las redes primaria y secundaria en un 21%, en cada caso, y en un 33% en la capacidad de almacenamiento; y la implementación de 4 plantas de bombeo.

Cabe hacer incapié en el papel que juega la sobreexplotación de los acuíferos. Además del efecto en el asentamiento del subsuelo, la calidad del agua subterránea se ha degradado a través del tiempo. Si continúa la explotación de ésta fuente al ritmo actual, se corre el riesgo de que contenga algunas sustancias en mayor cantidad que la permisible; entonces sería necesario instalar plantas de tratamiento que incluyan otros procesos además del necesario para desinfectar el agua para asegurar su potabilidad. El agua procedente de la cuenca del Lerma requeriría de tratamiento de oxidación química y de filtración para eliminar hierro, manganeso y materia orgánica. En el caso del agua que se extrae en la ciudad, la que proviene del norte requeriría de procesos de ablandamiento; la del sur necesitaría desgasificación para remover ácido sulfúrico y oxidación química para eliminar materia orgánica, hierro y manganeso; en el oriente haría falta establecer procesos de desgasificación y remoción de nitrógeno amoniacal, principalmente; por último, en el centro sería necesaria la remoción de hierro y manganeso y procesos de ablandamiento y clarificación. Lo anterior justifica plenamente la necesidad impostergable de reducir el abasto que aporta ésta fuente.

En relación a los usos del agua, con la información disponible

se estima que del caudal para la ciudad, 32 m³/seg se distribuían así: el 68.8% para uso doméstico, que comprende el agua requerida para satisfacer las necesidades propias de las personas en sus viviendas; un 15.6% utilizado para uso industrial ya sea como medio de enfriamiento, para el proceso, para limpieza y servicios generales, o bien, como vehículo de sus desechos; finalmente, el 15.6% destinado a usos comerciales y de servicios proporcionados por el sector privado, correspondiendo un 3.1% a los establecimientos dedicados a la compra-venta de artículos diversos y un 12.5% a aquéllos que proporcionan servicios tales como hospitales, baños públicos, lavanderías, escuelas, restaurantes, hoteles y oficinas.

Diversos elementos hacen posible estimar que los 8 m³/seg restantes se empleaban para usos no contabilizados, denominándose así porque su complejidad y dispersión dificultan la medición de los volúmenes que emplean. Dentro de éste rubro se encuentran los servicios de tipo público o municipal, tales como: escuelas, estaciones de transporte, oficinas, mercados, control de incendios, limpieza de calles y riego de áreas verdes; también se incluyen las pérdidas ocurridas en el sistema de abastecimiento, la distribución a través de hidrantes públicos a los que acude la población que carece de tomas domiciliarias y las garzas que alimentan a los autotanques que distribuyen el fluido a domicilio.

En el Cuadro I-2 se presenta en forma resumida la distribución de los usos del agua.

Acciones para reducir la demanda

Hasta el momento, los puntos que se han tocado en relación al agua hacen patente la clara necesidad de reducir la demanda y buscar soluciones reales pero contundentes que satisfagan los patrones de consumo basados en una distribución racional y equitativa.

Como puede observarse en el Cuadro I-2, el 55% del agua consumida en la ciudad es para uso doméstico siendo éste renglón un

Uso	No. de Usuarios	Caudal		
		(m ³ /seg)	(%)*	(%)**
Doméstico	1 900 000 viviendas	22	68.8	55.0
Industrial	30 000 establecimientos	5	15.6	12.5
Servicios	60 000 "	4	12.5	10.0
Comercial	120 000 "	1	3.1	2.5
	2 110 000 usuarios	32	100.0	80.0
No contabilizados	No determinado	8		20.0
Total		40		100.0

* valores relativos a 32 m³/seg.

** valores relativos a 40 m³/seg.

Cuadro 1-2 Distribución de los usos del agua.

Fuente: Ref. 1.

factor de gran trascendencia en la reducción de la demanda. La capital de la República ocupa el primer lugar en cuanto a nivel de servicio, el 97% de la población cuenta con tomas domiciliarias gozando así, de una situación privilegiada en el país. La dotación promedio para usos domésticos es de 189 l/hab.día; sin embargo, suman varios millones de personas las que, aún cuando cuentan con mejores condiciones sanitarias desde que se logró instalar tomas en sus domicilios, reciben volúmenes diarios equivalentes a la tercera o cuarta parte de dicha dotación. En algunos muestreos realizados se encontró que la dotación del agua oscila de 40 l/hab.día en los estratos de menores ingresos hasta 650 l/hab.día en los de altos ingresos; de hecho, éstos últimos suman la mayor parte del consumo doméstico. Aunque en los estratos de bajos recursos ocurren pérdidas importantes causadas por la dificultad de contar con instalaciones sanitarias adecuadas dentro de las viviendas, los consumos son bajos debido a que su incapacidad económica les impide

adquirir fácilmente muebles y aparatos domésticos que utilizan agua. Desde luego, con el incremento en los ingresos se tiende a aumentar el consumo y a reducir las pérdidas.

Algunas medidas para actuar sobre la demanda se iniciaron al comenzar la década pasada. Por ejemplo, en el verano de 1982 se llevo a cabo un proyecto piloto que consistió en la distribución de un paquete para el ahorro del agua en 400 000 hogares de la ciudad.

Este paquete constaba de una bolsa de polietileno para colocarse llena de agua en el interior del tanque del excusado; la capacidad de la bolsa era de 2 l, de manera que en cada descarga se obtuviera un ahorro de éste volumen. Además, en el paquete se incluyó una pastilla colorante para detectar las fugas del tanque a la taza.

Hoy las acciones sobre éste uso son contundentes ya que el Departamento del Distrito Federal ha implantado el Programa del Uso Eficiente del Agua, el cual contempla entre otros objetivos, la sustitución obligatoria de los retretes de alto consumo. Esta actividad se inició en 1989 en los edificios públicos y en el transcurso de 1990 en los sectores comercial y de servicios mientras que en 1991 se comenzará en las viviendas. En promedio, los dispositivos empleados hasta ahora consumen 16 l por descarga mientras que los de reemplazo gastan 6; por lo tanto, ésta medida significa un ahorro de 10 l por descarga o un 20% del consumo doméstico.

Por otro lado, las campañas a través de los medios masivos de comunicación para informar al usuario sobre el valor del agua y la necesidad de ahorrarla motivándolo a que la utilice racionalmente han sido la forma más difundida y común en el esfuerzo por reducir la demanda. Las delegaciones del Distrito Federal se han valido de cursos, audiovisuales, folletos y teatro guiñol para los mismos fines; además, se han producido diversos documentales para la televisión y el cine.

Algunos organismos particulares han tomado conciencia de la realidad vivida y han promovido también el ahorro a través de carteles como el mostrado en la Fig. 1-8.

Recientemente, se ha llevado a cabo un atinado acto, la retabulación de las tarifas de consumo. Esto es de gran



SI DESEA UN VASO DE AGUA ?

SI DESEA UN VASO DE AGUA, SOLO PIDALO. De otro modo ayude a ahorrar agua. Cada vaso ocupa para su lavado aproximadamente 4 veces más agua que su contenido. Si considera los millones de personas que desayunan, comen y cenan fuera de su casa, los vasos de agua que se consumen y el agua necesaria para lavarlos, se dará cuenta que este modesto programa puede salvar millones de litros cada día.

AYUDENOS Y UTILICE EL AGUA SABIAMENTE.

 Operadora Mexicana de Cafeterías y Restaurantes, S.A. de C.V.

Fig. 1-8 Cartel promotor del ahorro del agua.

significado, los usuarios generalmente no tienen una conciencia clara del valor del agua; la actualización de los costos no sólo proporciona una forma de valorarla traduciéndose en una reducción de la demanda sino que permite mejorar las condiciones financieras del organismo que se encarga de proporcionarla. El éxito de ésta medida radicaría fundamentalmente en la consideración de los costos reales sobre el abasto. Además, ésta disposición alentará seguramente un cambio en la situación prevaleciente en muchos medidores de flujo ya que los usuarios mostrarán mayor interés por el funcionamiento de ellos con el objeto de no efectuar pagos excedentes.

En resumen, vemos con notoria evidencia que el reuso del agua se constituye como la pieza clave en el marco resolutivo para satisfacer el incesante incremento en la demanda. Pero tal, no será de ninguna manera eficaz si no se frena la tendencia de la misma demanda. Sustituyendo el uso de agua potable en aquéllos rubros que no requieren de esa calidad, no sólo se puede holgar el abasto sino se reduciría el riesgo de contaminar los mantos acuíferos restituyendo la recarga de los mismos y se eliminaría, a su vez, el efecto del asentamiento del subsuelo y todo lo que ello implica. Los beneficios se manifestarían también en las cuencas exportadoras, así como en la receptora de las aguas residuales de la ciudad.

II

PLANTEAMIENTO Y ANALISIS DE ALTERNATIVAS

Desde el punto de vista tecnológico, el nivel de tratamiento requerido para renovar las aguas residuales responde sustancialmente a 2 enfoques diferentes: la prevención y el control de la contaminación y el reuso del agua; dependiendo, en cada caso, de la calidad física, química y biológica (FQB) tanto de las aguas residuales como de las ya tratadas. Precisamente, la diferencia entre ambos enfoques radica en los requisitos de calidad FQB que debe cumplir el agua renovada siendo más estrictos para el reuso, lo cual exige un requerimiento tecnológico más eficaz para la remoción de los contaminantes. Por lo tanto, en la selección del tipo de tratamiento es necesario conocer primeramente la calidad FQB de las aguas residuales que se generan en la ciudad y, dado que el objetivo planteado es el reuso del agua, los usos que tendrán las aguas renovadas para considerar los criterios que habrán de sancionar su calidad FQB conforme a la reglamentación sobre cada

uso en particular.

Por ahora, sólo se hará una mención general y breve en relación a la calidad FQB de las aguas residuales de la ciudad. En el capítulo anterior se dijo que a través del drenaje ciudadano se desalojan tanto las aguas domésticas e industriales que se generan como las pluviales; ésto hace que la mezcla resultante sea compleja y variable en su composición fisicoquímica y biológica. En adición a ésto, la Ref. 1 cita un estudio amplio de dichas aguas en diversos puntos de la ciudad que demostró, entre otras cosas, lo siguiente:

- 1° De un análisis de 65 parámetros FQB que incluyen 23 características comunes en la determinación de la calidad de las aguas residuales y 129 compuestos químicos orgánicos sintéticos, metales pesados y contaminantes biológicos; la mayoría de ellos fueron detectados en casi todos los puntos de monitoreo.
- 2° Las concentraciones de los diversos contaminantes detectados definen: una alta influencia industrial al norte y al sur de la ciudad, una influencia media en el centro y en el oriente, y tiende a ser baja en las regiones suroriente, surponiente y poniente.

Cabe agregar que como parte extensiva de dicho estudio, se observó el comportamiento de los 152 contaminantes y parámetros en los influentes y efluentes de las plantas de tratamiento de Chapultepec, Ciudad Deportiva y Cerro de la Estrella. De ello se dedujo que la eficiencia general de los sistemas ha disminuido por la presencia de contaminantes recalcitrantes al proceso biológico, lo que provoca que la materia orgánica se combine con el gas cloro usado en la desinfección y se formen otros compuestos organoclorados. Además, en los efluentes se detectan ahora mayores concentraciones de algunos metales pesados debido a que hay interferencias con la materia orgánica.

Por otro lado, es importante mencionar que por el momento no se cuenta con un reglamento normativo que regule la calidad FQB de

las aguas renovadas para las diversas formas de reuso. En su defecto, se han elaborado criterios para sancionar la calidad FQB de dichas aguas en base a los efectos nocivos que producen sus características fisicoquímicas y toxicológicas tanto en los usuarios y en el medio ambiente como en la infraestructura que interviene en el manejo de las mismas⁵.

ALTERNATIVAS PARA EL USO DE LAS AGUAS RENOVADAS

En virtud de que se ha contemplado al reuso del agua como una pieza clave en la resolución de la compleja problemática en torno al agua es conveniente estructurar un planteamiento para tal que aporte resultados beneficios y concretos en el menor tiempo posible.

Por todo aquello que lleva implícito, la supresión de la sobreexplotación de los acuíferos del valle de México se sitúa como un primer punto sobre el cual habrá de fundamentarse dicho planteamiento. Según fue señalado, el caudal de sobreexplotación es de 17 m³/seg pero si se considera el ahorro de agua para uso doméstico que proveerá el reemplazo de los dispositivos sanitarios del programa referido en el capítulo anterior, el cual se estimó en un 20% del gasto total para éste uso y corresponde a un flujo de 4.4 m³/seg; entonces el caudal de sobreexplotación quedaría reducido a 12.6 m³/seg. Por lo tanto, el punto de partida en la estructuración del mencionado planteamiento será la sustitución de 12.6 m³/seg de agua de primer uso por aguas renovadas.

Para precisar los usos potenciales de las aguas renovadas es indispensable el conocimiento de los usos del agua en la Ciudad de México. Sin embargo, existe incertidumbre en la información

5 La Ref. 1 considera al índice de Calidad de las Aguas Renovadas (ICARan) como un criterio y cita algunos valores para otros tantos usos del agua renovada. Por su parte, la Dirección General de Construcción y Obra Hidráulica del Departamento del Distrito Federal estipula los criterios para 193 parámetros y/o contaminantes para 5 diferentes usos del agua renovada.

disponible al respecto habiendo factores que así lo demuestran. Por un lado, hay una gran dispersión en los datos a causa de la variabilidad en tamaño, complejidad y combinaciones de comercios y servicios distintos que se abastecen de las mismas tomas, o bien, porque muchos de los usuarios industriales, comerciales y de servicios tienen al menos 2 tomas; en lo referente a la medición real de los volúmenes de agua que consumen las industrias, así como los usos dados a ella, son muy difíciles de obtener ya que implica de cierta manera divulgar la tecnología que se emplea en cada empresa; y por otra parte, hay una reducción en la información debida a la descompostura de un gran número de medidores y a la existencia de un padrón de usuarios que requiere ser depurado. Pero no por ello se debe desechar lo que hasta ahora se conoce.

En el capítulo I se expuso que en la ciudad actualmente los usos de las aguas renovadas son la regulación de los niveles de los lagos y canales recreativos y el riego de áreas verdes, básicamente. Ahora bien, con el caudal disponible de agua renovada se satisfacen los requerimientos para el primer uso, sin embargo, para el segundo no ya que sólo se cubre el 41.1% del área total que potencialmente se puede regar.

La expectativa para el año 2000 en materia de áreas verdes, según lo estipula la Ref. 1, es un incremento del 60% aproximadamente en relación a la cifra de 3541 ha estimada en 1982, hecho que se puede aceptar como factible en vista de la importancia actual dada a los aspectos ecológicos en la ciudad. Así, el caudal excedente requerido para el riego de las nuevas áreas verdes será de $0.878 \text{ m}^3/\text{seg}$, valor que sumado al déficit actual para éste rubro da un gasto total de $1.741 \text{ m}^3/\text{seg}$ que potencialmente podría ser sustituido con aguas renovadas, lo cual puede lograrse utilizando el 96.2% de la capacidad de tratamiento instalada hoy en día. Lo anterior se ilustra en la Fig. II-1.

Aquí es muy pertinente hacer notar 2 aspectos de gran importancia:

1° El gasto excedente para el riego de las áreas verdes estimado para el año 2000 es una cantidad aparte que habrá de ser

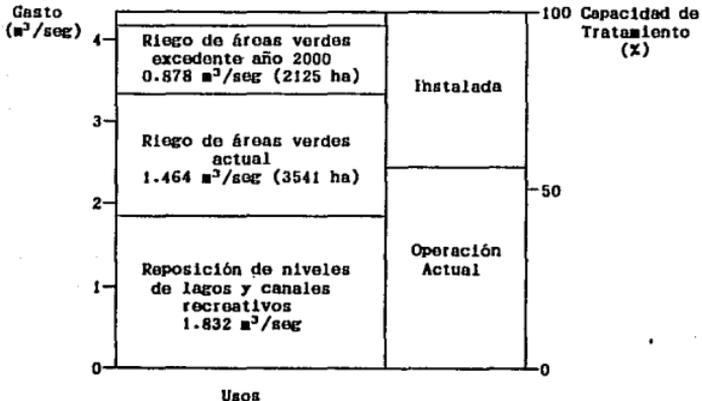


Fig. II-1 Usos de las aguas renovadas y capacidades de tratamiento instalada y de operación en la actualidad y expectativas para el año 2000 para el riego de áreas verdes.

integrada al abasto para dicho año, por lo cual, al ser un caudal que potencialmente puede ser sustituido con aguas renovadas éste deberá ser adicionado al gasto de 12.6 m^3/seg , estipulado como necesario para suprimir la sobreexplotación de los mantos acuíferos. De ésta forma, el caudal potencial total propuesto para sustitución de agua de primer uso por agua renovada ascenderá tentativamente a 13.478 m^3/seg .

- 2° Aún cuando puedan aplicarse las medidas más eficaces a fin de incrementar la capacidad de operación de las plantas de tratamiento instaladas actualmente, no contamos con la certeza de que pueda lograrse al 100% de la capacidad instalada.

Independientemente de que se pueda o no aumentar la capacidad de operación, tendrá que ampliarse la capacidad de tratamiento instalada pero en tanto sea cubierta la demanda para el riego de áreas verdes, inclusive la excedente para el año 2000, la sustitución sugerida deberá orientarse hacia otros usos. La

directriz en éste sentido estará en función de los requerimientos de calidad FQB que deba cumplir el agua renovada, si éstos son mayores eso implicará seguramente una más alta tecnología y, por ende, será más costosa. Lo cual imprime, a priori, la búsqueda de aquéllos usos que representen una erogación justificable con respecto a la implicada en el suministro de agua de primer uso y a los beneficios o perjuicios subsecuentes.

El uso de aguas renovadas en la industria se presenta como una alternativa de gran viabilidad, a pesar de la dificultad que ello representa dado que la calidad FQB del agua que se requiere en los distintos procesos industriales es muy variable pero sobre todo porque se hace inevitable la participación del usuario industrial. Esto último hace evidente un balance muy contrariado entre los aspectos económicos y los de conciencia.

La Ref. 1 cita que en las 28 zonas industriales de la ciudad pueden emplearse actualmente 1.85 m³/seg de agua residual tratada.

Esta estimación se basa en los índices de reuso del agua por tipos de industrias establecidas y en las características del perfil industrial considerando sólo el reemplazo del uso del agua potable en las operaciones de enfriamiento y en algunos servicios generales como el riego de áreas verdes, el lavado de patios y la red contra incendios. La sustitución del gasto estimado significaría una reducción del 37% en la demanda total de agua por parte del sector industrial.

No es difícil suponer que en los usos clasificados como comercial, de servicios y no contabilizados deberá sustituirse el agua de primer uso por agua renovada para emplearse en servicio sanitario, control de incendios, lavado de vehículos, limpieza de calles y riego de áreas verdes. Suponiendo que de ésta forma se lograra sustituir globalmente el 50% del consumo que bajo éstos usos suma 13 m³/seg (Cuadro 1-2), se obtendría un ahorro de agua de primer uso de 6.5 m³/seg que representa el 16.25% del flujo total de abasto para la ciudad. Cabe aclarar que dicha suposición no considera aún el ahorro que proveerá la sustitución de los dispositivos sanitarios en los sectores comercial, de servicios y público, contemplado éste último en el renglón de los no

contabilizados. Lo cual le dá un carácter confiable al porcentaje estimado, por lo tanto, se puede decir que para llevar a cabo el reemplazo de agua bajo tales usos, el gasto tratado necesario tendría un valor máximo de $6.5 \text{ m}^3/\text{seg}$.

Otra opción que puede ser considerada es el intercambio de agua tratada para uso agrícola por agua de primer uso de zonas agrícolas de otras cuencas, de éste modo, se sustituiría indirectamente el caudal de sobreexplotación que sea conveniente.

La Ref. 1, estima como apropiado para ésta práctica un caudal de $4.5 \text{ m}^3/\text{seg}$ y tal será considerado como tentativo para el presente planteamiento.

Aunque el uso asignado en éste caso es el riego agrícola es imprescindible considerar un nivel de tratamiento. Clertamente, en muchos distritos de riego del país se emplean aguas residuales, sin embargo, ello representa un serio problema social y ecológico sobre todo si se están involucrando regiones vecinas en la planeación de un intercambio de agua.

Por otra parte, ésta alternativa resulta muy atractiva desde el punto de vista tecnológico ya que la calidad FQB requerida para el agua renovada no es muy rigurosa y, por consiguiente, el nivel de tratamiento necesario tampoco lo será. No obstante, económicamente puede no ser factible dado que implica una gran infraestructura complementaria siendo las líneas de transferencia y el bombeo los aspectos de mayor trascendencia.

Hasta aquí, las opciones de uso expuestas proporcionan en suma un caudal para sustitución que es superior al potencial total propuesto como tentativo. Algunos de los valores sugeridos deben ser ajustados a fin de que dicha sumatoria corresponda con el potencial total que será propuesto definitivamente; dicho ajuste está en función del incremento en la capacidad de operación de las plantas de tratamiento instaladas en la actualidad. De éste modo, el planteamiento para el reuso quedará completado y definido.

En el Cuadro II-1, se reúnen los gastos correspondientes a los requerimientos de agua renovada para sustitución de agua de primer uso y para los usos de agua renovada propuestos, así como los de

Requerimiento de Agua Renovada para sustitución de Agua de Primer Uso	Gasto (m ³ /seg)	
	N+O=xM	N+O=0.75M
(A) Sobreexplotación de acuíferos.	12.600	12.600
(B) Riego de áreas verdes excedente año 2000.	0.878	0.878
(C) Potencial Total Propuesto Tentativo (A+B).	13.478	13.478
(D) Aportación por el incremento en la Capacidad de Operación Actual.	*	0.822
(E) Potencial Total Propuesto (C-D).	*	12.656
Usos del Agua Renovada Actuales y Propuestos		
(F) Reposición de niveles de lagos y canales recreativos (a).	1.832	1.832
(G) Riego de áreas verdes, demanda actual (a+p).	1.464	1.464
(H) Riego de áreas verdes, excedente año 2000 (p).	0.878	0.878
(I) Industrial (p).	1.850	1.850
(J) Comercial, Servicios y No Contabilizados (p).	6.500	5.387
(K) Agrícola, intercambio por agua de primer uso (p).	4.500	4.500
(L) Total (F+G+H+I+J+K, a+p).	17.024	15.911
Capacidad de Tratamiento		
(M) Instalada Actual.	4.340	4.340
(N) Operación Actual (0.561M).	2.433	2.433
(O) Incremento en la Operación Actual (O=D).	*	0.822
(P) Instalada Requerida Propuesta (P=E).	*	12.656
(Q) Instalada Total Requerida (M+P).	*	16.996
(R) Operación Total Requerida (N+O+P).	*	15.911

a. actual; p. propuesto.

Para N+O=xM: $0.561 \leq x \leq 1$; * D.E.O,P,Q,R=f(O); J+J'=6.500, K=K'=4.500 y L=L'=17.024.

Para N+O=0.75M: D=O=0.822 - -> R=15.911; J=J'', K=K'' y L=L''; L''=R=15.911; si K''=K'=4.500 - -> J''=L''-(F+G+H+I+K)=5.387; L'-L''=J'-J''.

Cuadro II-1 Resumen de los gastos para el Requerimiento, los Usos y la Capacidad de Tratamiento del Planteamiento para el Reuso.

las capacidades de tratamiento instalada y de operación actuales y requeridos; en primera instancia, conforme a las consideraciones preliminares hechas y, después, realizando el ajuste respectivo al asumir que bajo la aplicación de las medidas de mayor conveniencia a corto plazo sólo se podrá incrementar, en forma global, la capacidad de operación de las plantas de tratamiento hasta un 75% de la capacidad instalada actualmente. Para completar el ajuste mencionado, se eligió de los caudales asignados tentativamente en los usos propuestos, el que corresponde al Comercial, de Servicios y No Contabilizados.

Aún cuando haya quedado estructurado el planteamiento para el reuso conforme a los lineamientos estipulados al comienzo de ésta sección, no deben dejarse a un lado otras necesidades en torno al abasto de agua. De éstas, quizás la más importante sea la proyección de la demanda para el año 2000. Al respecto la Ref. 1 cita un incremento del 80% para tal, es decir, un caudal adicional de 32 m³/seg. Aunque para éste fin se cuenta con las subsecuentes etapas del proyecto Cutzamala es necesaria la consideración de medidas alternas que coadyuven al abasto ante la creciente demanda, tales como: el reuso de agua para uso doméstico, recarga de acuíferos y/o uso agrícola ampliando la capacidad de intercambio por agua de primer uso; o bien, la ampliación de la capacidad de captación superficial de agua pluvial que en cuyo caso su uso al verse menos restringido sería más diversificado.

Concluyentemente podemos decir que las necesidades imperantes en materia de renovación de agua que podrían aportar resultados tangibles respecto a los problemas de abasto de agua de primer uso son:

- 1° Evaluar la posibilidad que tiene cada una de las plantas de tratamiento instaladas actualmente para incrementar la capacidad de operación al 100%, o bien, al porcentaje máximo posible y tomar las medidas pertinentes a fin de lograrlo a corto plazo. Esto permitiría situar definitivamente la contribución de cada planta y fundamentaría la ampliación de la capacidad instalada

sobre una base real. Para la formulación del planteamiento para el reuso se ha supuesto un porcentaje máximo del 75%.

- 2° A corto plazo, incrementar secuencialmente la capacidad de tratamiento conforme a las etapas siguientes:

Etapa	Capacidad (m ³ /seg)	Objetivo
I	2.769*	Cubrir el déficit actual y la demanda excedente para el año 2000 para el riego de áreas verdes y para uso como agua de enfriamiento, control de incendios y algunos servicios generales en la industria.
II	5.387	Cubrir parcialmente la demanda en los sectores comercial, de servicios y no contabilizados destinándose para uso sanitario, control de incendios y algunos servicios generales.
III	4.500	Intercambiar agua renovada para uso agrícola por agua de primer uso de zonas agrícolas de otras cuencas.
Total	12.656	Contribuir en un 74.1%** a la supresión de la sobreexplotación de los mantos acuíferos del valle de México y satisfacer la demanda excedente para el riego de áreas verdes para el año 2000.

* En base a lo supuesto en el primer punto, el valor para la Etapa I se obtuvo así: $(F+G+H+I)-(N+O)=2.769$ (Ver Cuadro II-1).

** El 25.9% restante corresponde al ahorro de agua para uso doméstico que proveerá el reemplazo de los dispositivos sanitarios en las viviendas.

- 3° A mediano plazo, evaluar y planear el incremento de la capacidad de tratamiento para cubrir la demanda para el riego de áreas verdes después del año 2000.
- 4° A mediano plazo, evaluar y planear la ampliación de la capacidad de captación superficial de agua pluvial y combinar su aprovechamiento para la recarga de acuíferos y/o para el uso doméstico.

Es natural que cada una de las medidas requerirán de una infraestructura adicional para dotar el fluido: líneas de distribución especiales, plantas de bombeo, unidades de almacenamiento, etc. Y aunque en conjunto significa una gran erogación económica es indispensable para complementar el propósito

fundamental.

ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES Tecnología Disponible

Hoy en día, la tecnología en pro del tratamiento de las aguas residuales es muy basta y su implementación a nivel nacional aparte de estar sujeta a la factibilidad económica depende de restricciones de tipo funcional. En éste sentido, en la mayor parte de la tecnología existente son escasas en relación con los conocimientos para el diseño y la operación y con la existencia de los equipos y los materiales en el mercado nacional; en contraste, apenas un 30% presenta un alto grado de dificultad para ser impresa y corresponde a procesos cuyo nivel de tratamiento es terciario, básicamente⁶.

La Ref. 1 nos proporciona un panorama comparativo general de las facultades que presentan las diversas opciones para el tratamiento de las aguas residuales que ofrece la tecnología actual, el cual citaremos a continuación.

Primeramente, en el Cuadro II-2 se resumen las restricciones funcionales de los procesos de tratamiento. La capacidad de tratamiento está definida por la carga del material contaminante y por el caudal de agua residual que puede manejar cada proceso. La carga se refiere al número y a la variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos y contaminantes biológicos. La sensibilidad de cada proceso a las variaciones momentáneas tanto de la carga como del caudal determina la flexibilidad del mismo durante la operación.

Mientras que la experiencia señalada considera los conocimientos adquiridos y las vivencias de los técnicos y operadores nacionales en el diseño, arranque y operación de cada proceso.

6 En la práctica común, cada operación y proceso unitario se asocia con un nivel de tratamiento según su capacidad para remover los contaminantes. Los niveles establecidos son: Preliminar, Primario, Secundario y Terciario.

Nivel	Descripción del sistema	Disponibilidad de tecnología	Capacidad de tratamiento		Sensibilidad del proceso a variaciones del		Experiencia
			Máximo	Costo	Máximo	Costo	
Preliminar	Remoción de sólidos gruesos Remoción de grasas y aceites	1. Cribado 2. Desarenación	10	10	10	10	10
			10	10	10	10	10
Primario	Remoción de sólidos en uso de reactivos	1. Sedimentación 2. Cribado fino	20	20	20	60	30
			40	30	20	30	60
	Remoción de sólidos con uso de reactivos	1. Coagulación y sedimentación 2. Coagulación y flotación	10	30	10	20	20
			10	30	10	30	80
Secundario	Remoción de materia orgánica	1. Adsorción extendida 2. Adsorción convencional 3. Adsorción de alta tasa 4. Adsorción modificada 5. Estabilización por contacto 6. Zanja de oxidación 7. Laguna aerada mecánicamente 8. Laguna de estabilización 9. Laguna con plantas acuáticas 10. Filtro mecánico 11. Disco biológico	10	60	100	10	10
			10	30	30	30	40
			10	20	20	50	80
			10	20	20	100	100
			30	30	70	50	70
			40	10	10	10	10
			10	20	20	20	20
			10	30	10	30	20
			20	100	40	80	30
			40	30	20	60	80
			70	10	30	30	70
Terciario	Remoción de nitrógeno por medios biológicos	1. Medio suspendido fuente de carbon externa 2. Medio suspendido fuente de carbon interna 3. Medio fijo fuente de carbon externa 4. Medio fijo fuente de carbon interna	60	20	30	20	60
			80	10	20	20	60
			60	30	30	50	30
	Remoción de nitrógeno por medios físico-químicos	1. Torres de lavado de amoníaco 2. Cloración al punto de quiebre 3. Intercambio iónico	50	10	10	60	10
			40	40	20	30	30
			30	60	10	50	100
	Remoción de fósforo por medios biológicos	1. Adsorción en medio suspendido	60	10	20	20	60
	Remoción de fósforo por medios físico-químicos	1. Coagulación y sedimentación 2. Carbón activado	10	10	10	30	30
			100	30	10	40	80
	Remoción de partículas sólidas finas	1. Filtración en medio mixto (arena atréctica) 2. Filtración mecánica	10	40	10	50	80
40			20	10	20	30	
Remoción de micro-organismos patógenos	1. Cloración convencional 2. Cloración con dióxido de cloro 3. Ozonación	10	60	20	30	30	
		60	30	30	50	30	
		80	100	30	70	80	
Remoción de materiales refractarios (incluirse múltiples pasadas y enjuague)	1. Intercambio iónico 2. Ósmosis inversa 3. Coagulación sedimentación 4. Carbón activado	20	20	10	60	100	
		70	60	100	60	100	
		10	30	10	30	30	
		00	50	10	40	20	

10 = satisfactorio a proceso que presenta pocas restricciones. Excelente
100 = satisfactorio a proceso que presenta limitaciones, funcionamiento muy restringido

Cuadro II-2 Restricciones funcionales de los procesos de tratamiento.
Fuente: Ref. 1.

En el Cuadro II-3 se muestra una evaluación económica de los mismos procesos, en la cual se toman en cuenta las necesidades de área, equipo, energía eléctrica y personal, así como de materiales y refacciones para el mantenimiento.

Por su parte, el Cuadro II-4 expone la manera en que afectan los procesos ambientales y algunos de los diversos procesos y operaciones unitarios sobre 152 parámetros y contaminantes clasificados congruentemente en varios grupos.

Finalmente, el Cuadro II-5 muestra la capacidad de diferentes procesos y operaciones para remover los mismos grupos de parámetros y contaminantes.

En relación a la implementación de la tecnología descrita para el tratamiento, cabe mencionar la importancia que tiene la adopción de elementos auxiliares que complementan su función. Por un lado, los requerimientos para el manejo y la disposición de los subproductos generados durante el tratamiento de las aguas residuales, los que generalmente hilan otra problemática. Y por el otro, la infraestructura esencial para el monitoreo y análisis FQB.

Sistemas de Tratamiento Propuestos

Un análisis de la información expuesta anteriormente nos permitiría vislumbrar, a priori, los procesos que convendría implementar; aún cuando para algunos no existe una tecnología nacional adecuada deben considerarse, ya que es factible que a razón de costos y funcionalidad apropiados puedan ser congruentes a la realidad nacional.

En el Cuadro II-4, se aprecia claramente que la Osmosis inversa y los Sistemas aerobios y facultativos son, en ese orden, los que influyen en la remoción de la mayoría de los grupos de parámetros y/o contaminantes. En el caso particular de la materia orgánica, todos los procesos y operaciones unitarios, con excepción de la Precipitación química y la Electrodialisis, inciden sobre ella. De ésto se desprende y justifica su gran aceptación como

Nivel	Descripción del sistema		Evaluación económica				
			Area	Equipo	Energía	Personal	Mantenimiento
Preliminar	Remoción de sólidos gruesos Remoción de grasas y aceites	1. Cribado	10	30	20	10	10
		2. Desarenación	20	20	20	10	10
Primario	Remoción de sólidos sin uso de reactivos Remoción de sólidos con uso de reactivos	1. Separador de placas paralelas	30	20	10	30	20
		2. Flotación con aire disuelto	40	60	60	10	30
Secundario	Remoción de materia orgánica	1. Sedimentación	50	20	30	20	30
		2. Cribado fino	20	60	10	30	20
Terciario	Remoción de nitrógeno por medios biológicos Remoción de fósforo por medios físico-químicos Remoción de micro-organismos patógenos Remoción de materiales refractarios (incluye metales pesados y virus)	1. Coagulación y sedimentación	30	40	40	20	30
		2. Coagulación y flotación	40	60	60	20	40
		1. Aireación extendida	80	100	90	40	40
		2. Aireación convencional	70	80	80	40	30
		3. Aireación de alta tasa	50	40	40	40	30
		4. Aireación modificada	30	30	30	40	30
		5. Estabilización por contacto	60	50	50	50	40
		6. Zanja de oxidación	100	90	100	50	40
		7. Laguna aireada mecánicamente	100	40	40	40	20
		8. Laguna de estabilización	100	10	10	30	10
		9. Laguna con plantas acuáticas	80	10	10	40	30
10. Filtro rociador	30	80	50	30	20		
11. Disco biológico	30	100	30	40	10		
Terciario	Remoción de nitrógeno por medios biológicos Remoción de fósforo por medios físico-químicos Remoción de micro-organismos patógenos Remoción de materiales refractarios (incluye metales pesados y virus)	1. Medio suspendido-fuente de carbón externa	50	70	60	60	60
		2. Medio suspendido-fuente de carbón interna	50	50	40	70	30
		3. Medio fijo-fuente de carbón externa	30	30	30	50	30
		4. Medio fijo-fuente de carbón interna	30	70	20	60	20
		1. Torres de lavado de amoníaco	60	40	30	50	30
		2. Cloración al punto de quiebre	30	50	30	60	70
		3. Intercambio iónico	20	90	50	80	80
		1. Adsorción en medio suspendido	60	50	30	50	30
		1. Coagulación y sedimentación	30	40	40	60	30
		2. Carbón activado	20	80	90	80	70
		1. Filtración en medio mixto (arena-antracita)	60	20	20	70	20
2. Filtración mecánica	10	60	50	70	70		
1. Cloración convencional	30	40	40	30	40		
2. Cloración con dióxido de cloro	40	60	70	60	70		
3. Ozonación	20	70	80	95	40		
1. Intercambio iónico	20	90	40	80	80		
2. Osmosis inversa	10	100	80	100	100		
3. Coagulación-sedimentación	60	50	30	60	50		
4. Carbón activado	30	60	30	80	70		

10 = calificación a procesos que presentan características de mucha economía
100 = calificación a procesos que son poco económicos

Cuadro II-3 Evaluación económica de los procesos de tratamiento.
Fuente: Ref. 1.

Cuadro II-5 Efectividad de los procesos y operaciones unitarios de tratamiento para la remoción de contaminantes.
Fuente: Ref. 1.

Operación y/o proceso unitario	Grupo de contaminantes y/o parámetros FOB																							
	Sedimentación	Flotación	Remoción de detergentes	Filtros rotatorios	Lodos activados	Lagunas de aeración	Lagunas de estabilización	Conjunto anaeróbico	Biodiscos	Cloración	Ozonación	Irradiación	Microfiltrado	Clarificación	Filtros rápidos	Filtros con diatomitas	Adsorción	Oxidación química	Electrodíalisis	Intercambio iónico	Osmosis inversa	Precipitación química	Nitrificación - denitrificación	Despeñificación
Físicos	●	○	—	●	●	●	●	●	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Minerales	○	○	—	●	●	●	●	●	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Sólidos	●	○	—	○	●	●	●	●	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Nutrientes	○	○	—	○	A	A	●	●	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Metales alcalinos y alcalinotérreos totales	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Metales alcalinotérreos y alcalinos sólidos	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Metales pesados totales	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Biológicos	○	○	—	A	A	A	●	●	A	A	●	●	●	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Materia orgánica	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Grasas y aceites	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Substancias activas al azul de metileno	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Hidrocarburos alifáticos halogenados	○	○	—	○	○	○	○	○	○	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Hidrocarburos aromáticos halogenados	○	○	—	○	○	○	○	○	○	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Hidrocarburos aromáticos	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Hidrocarburos poliaromáticos	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Hidrocarburos poliaromáticos halogenados	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Eteres halogenados	○	○	—	○	○	○	○	○	○	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Nitrocompuestos alifáticos	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Nitrocompuestos aromáticos	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Fenoles	○	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Fenoles clorados	○	○	—	○	○	○	○	○	○	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Policloro bifenilos	○	○	—	○	○	○	○	○	○	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Pesticidas clorados	○	○	—	○	○	○	○	○	○	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Esteres del ácido ftálico	○	○	—	○	○	○	○	○	○	A	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○

Remoción	
○	0%
●	25%
○	50%
○	50%
—	No se tiene información

A	aumento
I	interferencia

parámetro básico en el diseño de los sistemas de tratamiento.

En el Cuadro II-5 se observa que la Osmosis inversa resulta ser el método más efectivo para remover la mayoría de los parámetros y contaminantes agrupados. Para la remoción de los metales pesados tienen mayor eficacia la Electrodiálisis, el Intercambio iónico, la Osmosis inversa y la Precipitación química.

Y aunque la capacidad de remoción en general no es tan efectiva en los Sistemas biológicos aerobios y facultativos como en otros, por lo menos, es de cierto significado para la mayoría de los grupos.

Ahora bien, 2 de los objetivos centrales del presente trabajo fueron: la ejecución de una comparación de los aspectos tecnológicos y económicos de 3 sistemas de tratamiento de nivel secundario y tipo biológico y la proposición del o de los que fuesen más convenientes para el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de México. Como es sabido, los sistemas señalados para el estudio son: Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador.

La selección previa obedece, en principio, a que el análisis comparativo resulte equilibrado ya que la terna forma parte de un mismo bloque tecnológico correspondiente a un nivel de tratamiento secundario: Los Sistemas Biológicos Aerobios. Las razones técnicas y económicas que fundamentan la selección de los sistemas mencionados se describen a continuación:

Sistema de Lodos Activados. Es un proceso que comúnmente se ha empleado en México, particularmente en el tratamiento de las aguas residuales de la capital. Por lo cual, goza de un amplio soporte práctico tanto en el diseño como en la operación. Posee una alta capacidad de procesamiento, sensibilidad relativamente baja a los cambios en la carga y en el caudal a tratar y bajos requerimientos de mantenimiento y personal aunque en los de área, equipo y energía no resulta muy económico.

Sistema de Contactor Biológico. Es un sistema que tiene una alta capacidad de procesamiento, baja sensibilidad a los cambios en la carga y en el caudal a tratar y bajos requerimientos de área, energía, mantenimiento y personal. Al ser prácticamente inusitado

en el país, la disponibilidad de tecnología, equipo y experiencia para tal es restringida, no obstante, resulta ser de gran factibilidad para implementarse en el futuro.

Sistema Filtro Rociador. Posee una alta capacidad de procesamiento, emplea una superficie reducida cuando utiliza un medio sintético y requiere de poco mantenimiento y personal; aunque presenta ciertas restricciones en relación a la sensibilidad a las variaciones tanto de la carga como del caudal a tratar y a la disponibilidad de tecnología y equipo. La experiencia obtenida con éste sistema no es mucha pero se encuentra en un punto intermedio en relación a los otros seleccionados.

De antemano sabemos que la eficiencia de los procesos de tratamiento de tipo biológico, en particular, el de Lodos Activados en la Ciudad de México ha decrecido. Y que la causa básicamente ha sido la influencia de los desechos industriales, específicamente los metales pesados y los compuestos orgánicos sintéticos. Esta situación impone una barrera fundamental que debe soslayarse en el empleo de los sistemas de tratamiento mencionados.

En el Cuadro II-5 se puede observar que la efectividad de los procesos de Contactor Biológico y Filtro Rociador es prácticamente nula sobre los grupos de hidrocarburos alifáticos, aromáticos, aromáticos halogenados, fenoles y fenoles clorados, entre otros. Mientras que la correspondiente al de Lodos Activados es nula con los hidrocarburos alifáticos halogenados. Y en lo que respecta a los metales pesados, los 3 procesos pueden removerlos en cierto grado.

Por lo tanto, deben preverse medidas alternas que soporten la efectividad de los procesos propuestos y evaluar la conveniencia de su empleo aún cuando no sean factibles para la realidad nacional.

III

TECNOLOGIA DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS

Los sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador son procesos de tratamiento a nivel secundario de tipo biológico aerobio, en los cuales a través de las reacciones metabólicas de microorganismos aerobios se remueven los materiales contaminantes biodegradables presentes en las aguas residuales, produciendo así un agua efluente cuyos niveles de concentración de dichos materiales son inferiores respecto a los del agua original. Cabe aclarar que los microorganismos pueden metabolizar bajo ciertas circunstancias algunas sustancias que por su naturaleza no son biodegradables, siendo retenidas dentro de ellos temporal o permanentemente.

El nivel de remoción y la calidad FQB del efluente dependen del tipo de proceso, así como de las características de diseño y de las condiciones de operación del mismo.

de substrato que provee el agua residual, así, bajo condiciones normales habrá algunas que siempre se encuentren pero ante la presencia de residuos inusuales, aquéllas deberán tratar de producir una enzima que sea capaz de reaccionar con éstos para degradarlos, algunas veces lo lograrán y otras no; en éste último caso, tales residuos no serán removidos en el proceso y quedarán remanentes ya sea en el efluente y/o en los mismos microorganismos. Puede decirse entonces que el grado de tratamiento realizable depende directamente de la acción enzimática.

De la demanda total de oxígeno ejercida para la oxidación del material biodegradable presente en las aguas residuales, la que representa la oxidación de carbohidratos, principalmente, se denomina demanda bioquímica de oxígeno carbonosa; en tanto que la necesaria para la conversión de amoníaco a nitrato se conoce como demanda bioquímica nitrogenosa⁷.

Ha menudo, es razonable la fracción para la conversión del amoníaco y las bacterias Nitrosomonas y Nitrobacter son las responsables de tal; no obstante, también otros organismos parecen oxidar al amoníaco bajo ciertas circunstancias⁸.

Los organismos nitrificantes reducen los compuestos de carbono oxidado tales como el dióxido de carbono y sus especies iónicas afines para producir carbono celular para lo cual requieren de energía. La conversión del amoníaco es la que proporciona dicha energía, sin embargo, no es la suficiente para efectuar la síntesis del material celular reflejándose tal deficiencia en una lenta reproducción. Esta condición los hace poco competitivos en un cultivo microbial variado y, en consecuencia, las poblaciones de dichos organismos son relativamente pequeñas.

En la Fig. III-1, se muestra el comportamiento de la DBO de un agua recién contaminada a 3 diferentes temperaturas. Puede observarse el ejercicio progresivo de la DBO carbonosa como una

7 La demanda bioquímica de oxígeno se representa por las siglas DBO.

8 La conversión del amoníaco se lleva a cabo en 2 etapas: primero a nitrito y luego a nitrato.

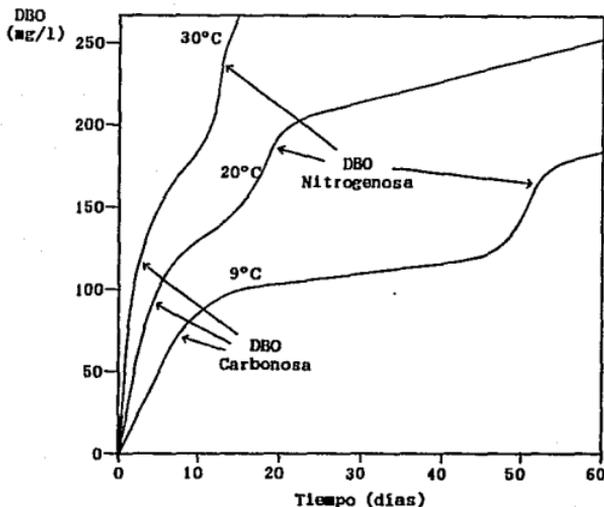


Fig. III-1 Comportamiento de la DBO de un agua recién contaminada a 3 diferentes temperaturas.
Fuente: Ref. 6.

función exponencial del tiempo que matemáticamente puede ser expresada mediante una ecuación de primer orden. Al transcurrir el tiempo, la DBO aumenta bruscamente conforme la nitrificación se vuelve dominante; éste cambio representa la segunda etapa de la demanda y corresponde a la DBO nitrogenosa.

En resumen, la importancia del conocimiento del consumo de oxígeno en el desdoblamiento del sustrato radica en las siguientes razones:

- 1° Como medida generalizada de la cantidad de materia oxidable contenida en el agua o de la carga de contaminantes que contiene.
- 2° Como un medio de predicción del desarrollo de la descomposición aeróbica en las aguas contaminadas.

- 3° Como un medio de comparación de la remoción de la materia putrescible que proporcionan los diferentes procesos de tratamiento.

ECOLOGIA DE LOS PROCESOS

En los diversos sistemas biológicos aerobios, las poblaciones microorgánicas responsables de la purificación de las aguas residuales suelen ser diferentes en número y variedad; no obstante, los cambios producidos en la fisicoquímica del agua son casi similares. La composición de tales poblaciones está determinada por las condiciones ambientales, el tipo y el diseño del proceso, las condiciones de operación del mismo, así como por las características del agua residual.

Tipos de Comunidades Microbiológicas en los Procesos

Dependiendo fundamentalmente del medio en que se desarrollan, se presentan 2 tipos de comunidades microbiológicas en los procesos de tratamiento biológicos aerobios: los peliculares y los floculares.

En el caso de los crecimientos peliculares, característicos de los sistemas de Contactor Biológico y Filtro Rociador, no se tiene un medio verdaderamente acuático o uniforme ya que se desarrollan sobre una superficie que actúa como medio de sostén. En la película formada se distingue una sucesión de congregaciones microorgánicas a diferentes profundidades debido principalmente a la disponibilidad de los nutrientes; de ésta forma, la purificación que se logra cambia marcadamente en cantidad y clase a diferentes niveles (Figs. III-2 y 3).

La variedad en los tipos de microorganismos es mayor en relación a los floculares. La edad de la película varía con la estación y su estructura no se afecta mucho por las condiciones de flujo. Respecto al humus que se desprende del medio de contacto, no

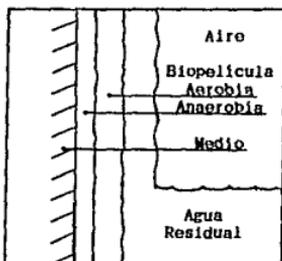


Fig. III-2 Comunidades peliculares características del Sistema de Contactor Biológico.

Fuente: Ref. 18.

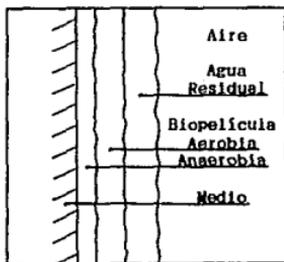


Fig. III-3 Comunidades peliculares características del Sistema Filtro Rociador.
Fuente: Ref. 17.

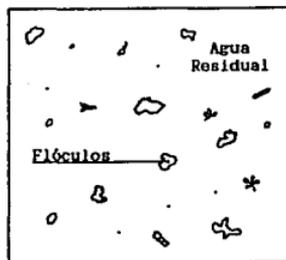
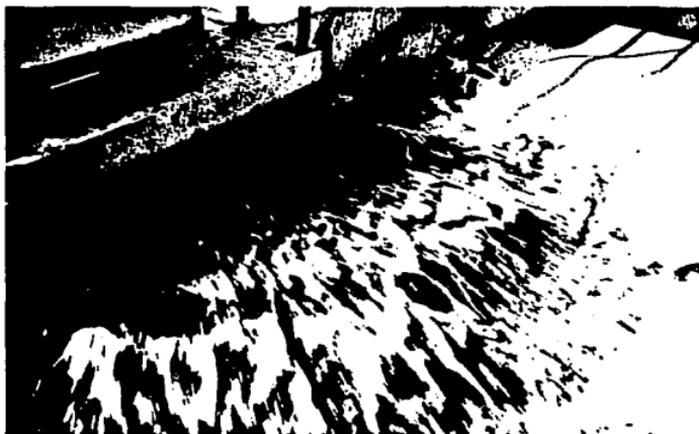


Fig. III-4 Comunidades floculares características del Sistema de Lodos Activados.

consiste de biomasa fresca sino de productos de desecho de la fauna que se encuentra en la biopelícula.

En contraste, las comunidades floculares tales como las del sistema de Lodos Activados son producto de un medio verdaderamente acuático y relativamente uniforme porque están sometidas a una agitación constante (Fig. III-4). El tamaño de tales aglomeraciones aumenta hasta un máximo que estará en función de su resistencia a desunirse por la agitación.

En clase y número de microorganismos, la constitución de los flóculos es casi la misma. La agitación constante y la recirculación de los flóculos son factores que favorecen su desarrollo excepto el de aquéllos microorganismos de gran tamaño; de hecho, los parásitos se encuentran casi totalmente ausentes.

Por otra parte, dependiendo de las características del mezclado se puede efectuar casi el mismo nivel de purificación en cualquier punto de ese ámbito.

Conforme se añejan los flóculos, contienen proporciones crecientes de células muertas y de materia inerte; no obstante, pueden ser aún activos tanto enzimática como sortivamente. Su habilidad para oxidar a las sustancias sorbidas se puede extinguir a medida que se acumulan los productos de desecho. Además, con el aumento de tamaño de los flóculos su área superficial combinada se reduce en relación a su volumen, obstaculizando la difusión de nutrientes a través de los mismos.

Microorganismos característicos

Las especies principales y las más numerosas tanto en las comunidades floculares como en las pelliculares son las sapróbicas, incluyéndose también las bacterias autotróficas.

Los microorganismos que llevan a cabo la mayor parte de la oxidación aerobia de la materia orgánica son las bacterias no filamentosas móviles, principalmente. Gran parte de éstas forman agregados (zoogleas) en un proceso de coagulación conjunta con materiales suspendidos, el cual se agudiza en presencia de

protozoarios ciliados, quizás debido a las secreciones mucosas de éstos. Tales zoogleas constituyen tanto los agregados de los sistemas floculares como los crecimientos superficiales de los sistemas peliculares. Así también, asumen frecuentemente formas ramificadas; éste fenómeno es una forma de protección contra los predadores, favorece la transferencia de oxígeno y es un medio para almacenar suministros alimenticios. Se encuentran estrechamente vinculadas con las eubacterias, las myxobacterias y los protozoarios ciliados.

De la población bacteriana, las especies heterotróficas son las más abundantes y la proporción de las autotróficas nitrificantes dependerá del tipo y diseño del proceso, de las condiciones de operación y de las características del agua residual. Algunas son estrictamente aerobias, también pueden existir esporas de bacterias estrictamente anaerobias; sin embargo, la mayoría son facultativas, es decir, que pueden mantenerse tanto en un medio aerobio como en uno anaerobio. Esto es decisivo para la supervivencia de las comunidades microbiales de los sistemas de Lodos Activados durante periodos de deficiencia de oxígeno. La mayor parte de los organismos en dichos sistemas pueden soportar periodos bajo condiciones anaerobias de hasta 24 h sin algún deterioro significativo en la viabilidad, si la sedimentabilidad de los sólidos puede mantenerse.

Los hongos se desarrollan en ambos tipos de comunidades. En los sistemas de Lodos Activados pueden proliferar tanto como las bacterias y competir con éstas bajo condiciones específicas. Niveles bajos de pH, nitrógeno y oxígeno, y/o altos niveles de carbohidratos han mostrado ser las posibles causas del predominio de los hongos en éstos sistemas. Sin embargo, su presencia puede no proporcionar beneficios en el proceso global ya que muchas especies de carácter filamentosas pueden causar una clarificación deficiente y pérdida de sólidos microbiales en el tanque sedimentador final.

Los protozoarios son de gran relevancia en los ecosistemas peliculares y floculares siendo los del subgrupo Ciliophora los más

comunes. De ellos, las especies que más abundan son las consumidoras de bacterias pero también hay algunas que se alimentan de detritos, algas, o bien, son zoófitas. Las hay fijas, las cuales son pedunculadas o tigmotácticas que llegan a integrar colonias las que, a su vez, también conforman la estructura de las zoogeas; tanto las comunidades floculares como las peliculares proporcionan un medio para la fijación de éste tipo de ciliados. Y también hay especies de vida libre.

En los sistemas de Lodos Activados, además de las bacterias, los protozoarios ciliados pueden ser las formas dominantes más comunes; más de 200 especies se han identificado concurrentemente en algunos sistemas de tratamiento. En las Figs. III 5 y 6 se ilustran algunas de las especies ciliadas que suelen encontrarse en las comunidades floculares y peliculares.

Debido a su tamaño y metabolismo, tales protozoarios pueden ser usados como un indicador biológico de la estabilidad y de las condiciones del sistema mediante un censo microorgánico. Aunque algunas de las especies no tienen problemas de supervivencia en un medio anaerobio durante períodos de hasta 12 h, la mayoría son estrictamente aerobias; por consiguiente, son indicadoras excelentes de un medio ambiente aerobio. Además, son mucho más sensibles que las bacterias a condiciones tóxicas por lo que su ausencia o falta de movilidad puede ser un indicio de la toxicidad del medio y, por ende, del agua residual alimentada.

Se ha observado también que con la ausencia de éstos protozoarios se originan efluentes turbios con una elevada DBO, una alta concentración de sólidos suspendidos y un gran número de bacterias viables. Existe una correlación inversa entre el número de bacterias en el efluente y el número de ciliados en el sistema y se debe a que éstos se alimentan de las primeras.

Especies protozoarias del subgrupo Sarcocystophora que incluye los amiboides y los flagelados suelen estar presentes en ambos tipos de comunidades microbiales. Aunque no son abundantes tales especies pueden predominar bajo ciertas condiciones específicas. Las Figs. III-7 y 8 muestran algunos ejemplares de éstos microorganismos.

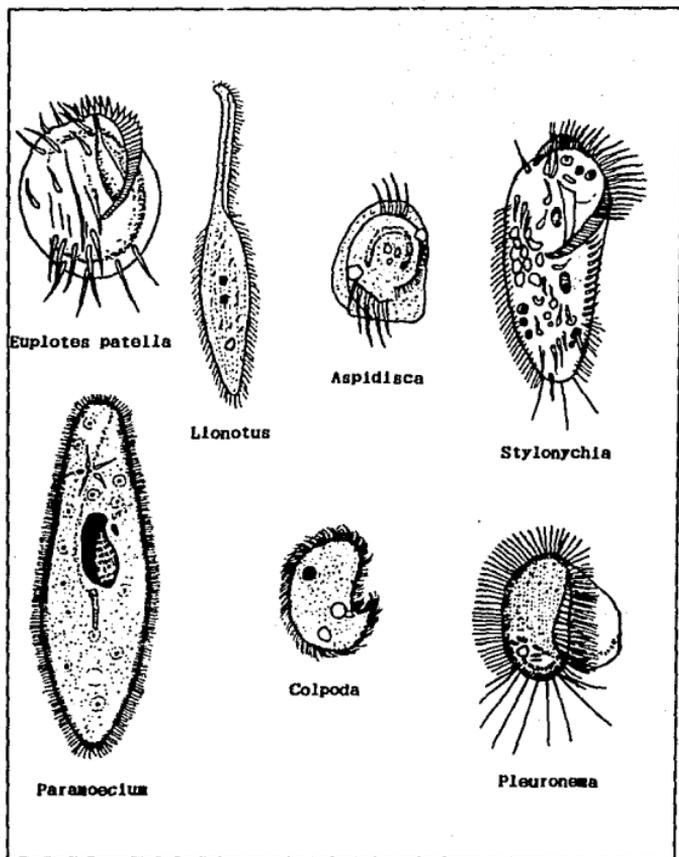


Fig. III-5 Algunas especies protozoarias ciliadas de vida libre.
Fuente: Ref. 7.

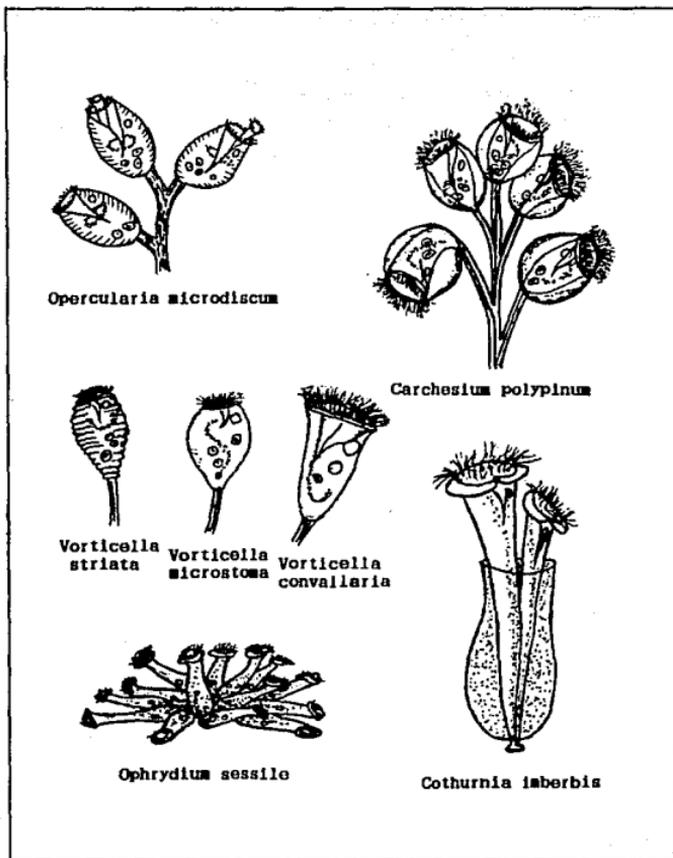


Fig. III-6 Algunas especies protozarias ciliadas fijas.
Fuente: Ref. 7.

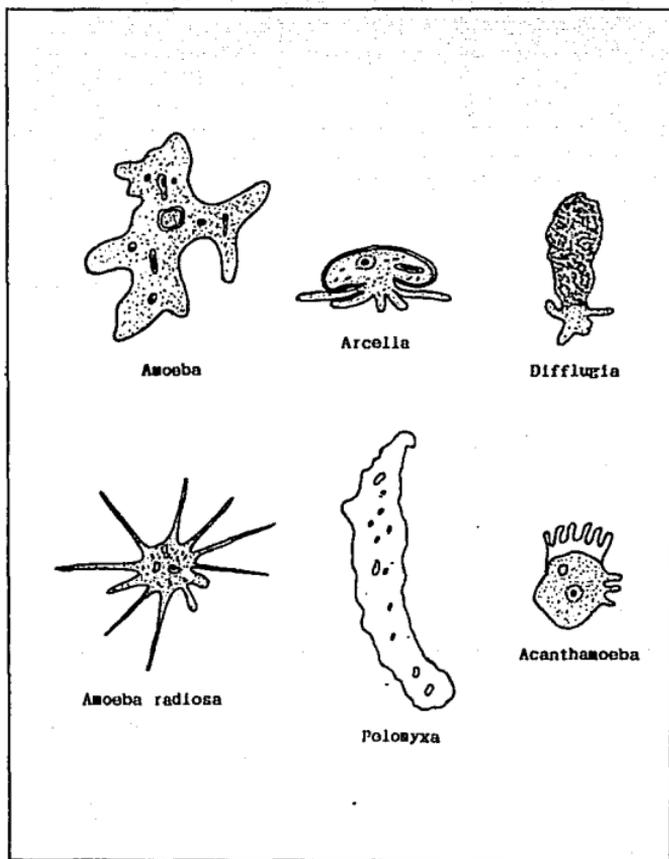


Fig. III-7 Algunas especies protozoarias amiboides.
Fuente: Ref. 7.

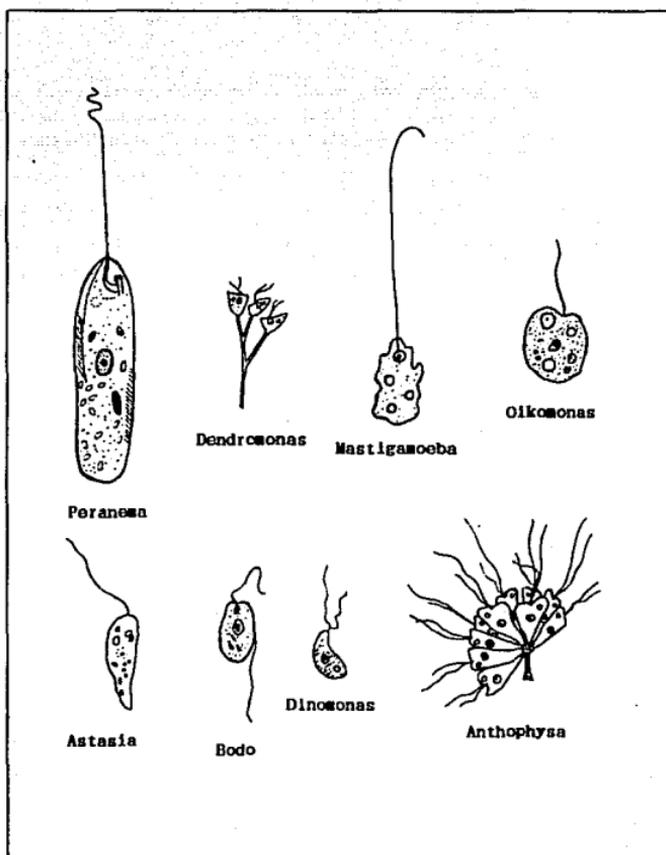


Fig. III-8 Algunas especies protozoarias flageladas.
Fuente: Ref. 7.

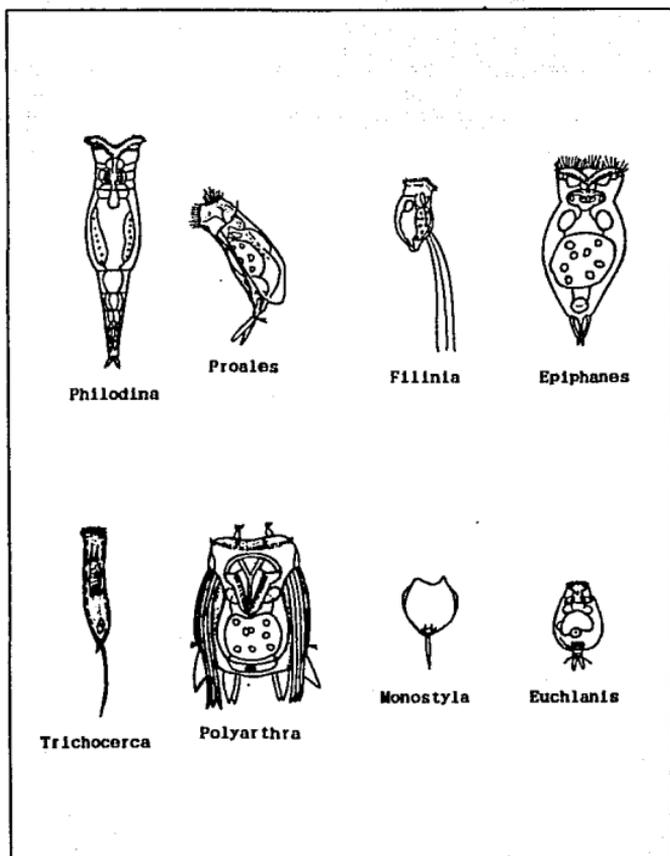


Fig. III-9 Algunas especies metazoarias rotíferas.
Fuente: Ref. 7.

Los organismos pluricelulares también se encuentran en los sistemas mencionados. Especies de los grupos Rotífera y Nemátoda son los más frecuentes, aunque no tan abundantes como las bacterias y los protozoos ciliados pueden ser dominantes bajo circunstancias especiales.

Los rotíferos son estrictamente aerobios, capaces de ingerir partículas floculadas y microorganismos. Similarmente a los protozoarios son más sensibles que las bacterias a condiciones tóxicas. En los sistemas de Lodos Activados se les encuentra cuando el proceso está muy estabilizado y emplea tiempos de retención relativamente grandes. En la Fig. III-9 se ilustran algunas especies de éste grupo de metazoarios.

Los nemátodos son organismos adaptables a cualquier medio ambiente pero por naturaleza son anaerobios. Suelen ser comunes en los crecimientos superficiales, en tanto que en los floculares pueden presentarse ocasionalmente.

Otras formas de vida también pueden desarrollarse en las comunidades mencionadas. En los sistemas superficiales expuestos a la luz solar es frecuente que haya crecimiento de algas, mientras que raramente se desarrollan en los sistemas floculares.

En los sistemas superficiales también se encuentran gusanos oligoquetos, lombrices acuáticas y larvas de insectos y arácnidos cuya acción es importante ya que horadan la película bacteriana facilitando así, el acceso del aire.

SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

Este método de tratamiento fue inicialmente desarrollado por Fowler, Ardern, Mumford y Lockett en Inglaterra, a principios del siglo XX; sin embargo, fue a partir de la década de los 40's cuando el proceso se usó bajo amplios conceptos fundamentados. En un principio los métodos de diseño fueron enteramente empíricos, el tiempo de retención hidráulico en el tanque reactor fue una de las primeras bases para ello; por lo general, se aplicaban tiempos

cortos para aguas residuales endebles y tiempos largos para aguas concentradas. Durante los últimos 40 años, se han desarrollado ecuaciones de diseño bajo conceptos científicos de balance de masa y cinética del crecimiento microbiano. Hasta ahora, los diversos métodos propuestos para el diseño son muy similares entre sí pero sobresalen los realizados por Eckenfelder, McKinney, Lawrence y McCarty y Gaudy.

Descripción del Sistema Convencional

En el proceso básico de Lodos Activados, el agua residual entra en un tanque reactor llamado comúnmente tanque de aeración, el cual contiene los flóculos microbiales preformados. De ésta forma, la materia disuelta y suspendida tanto orgánica como inorgánica presente en el agua residual se pone en contacto con los microorganismos para llevarse a cabo el metabolismo de los materiales biodegradables. A través de diversos métodos se realiza el abastecimiento de oxígeno y el mezclado de la suspensión para mantener las condiciones aerobias que permitirán a los microorganismos ejecutar la degradación del sustrato. La suspensión de microorganismos en el tanque de aeración se denomina licor mezclado y se cuantifica como la concentración de sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM); dichos sólidos corresponden en su mayor parte a los microorganismos y a la materia suspendida tanto inerte como no biodegradable.

El licor mezclado es descargado del tanque reactor para separar los sólidos suspendidos del agua residual tratada, para lo cual se emplea usualmente un tanque de sedimentación por gravedad; dicha unidad se conoce como tanque de sedimentación secundaria. Una parte de los sólidos separados en éste se retorna al tanque de aeración para mantener una población activa constante; tal porción es llamada recirculación de lodos.

Puesto que los microorganismos crecen y se reproducen continuamente a medida que remueven el material biodegradable de las aguas residuales, es necesario eliminar del sistema la cantidad

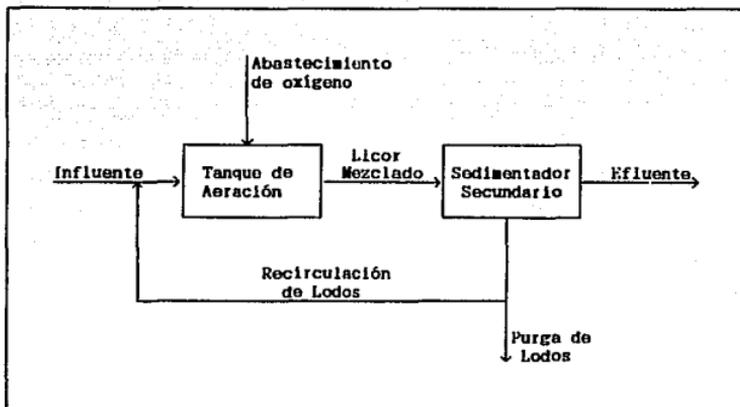


Fig. III-10 Diagrama de flujo del Sistema Convencional de Lodos Activados.

excedente. Los sólidos removidos se denominan lodos drenados o de purga. El drenado de lodos se realiza generalmente del flujo de lodos efluente del sedimentador secundario aunque también puede efectuarse del tanque de aeración.

El diagrama de flujo del Sistema Convencional de Lodos Activados se presenta en la Fig. III-10. Este sistema es usualmente diseñado para llevar a cabo la remoción de la DBO carbonosa. También es posible diseñarlo para alcanzar la nitrificación o prevenir su ocurrencia. Otra cualidad del sistema básico comprende la remoción de fósforo y la desnitrificación microbiana.

Dado que la mayor parte de éstos sistemas están diseñados para la remoción carbonosa, las aguas residuales por lo general no son nitrificadas. Los sistemas con nitrificación requieren de largos tiempos de retención de sólidos ya que de ésta forma los organismos nitrificantes serán retenidos en el sistema mientras se lleva a cabo la remoción de la DBO carbonosa. La demanda de oxígeno para la nitrificación es alta y los sistemas diseñados para efectuarla, por

lo general, no son operados a remociones intermedias (del 40 al 80%); la estabilización se alcanza cuando esencialmente ocurre la nitrificación completa, es decir, a remociones superiores al 90%.

En consecuencia, para la mayoría de las aguas residuales aumentarán los requerimientos de oxígeno y energía⁹.

La calidad factible de la DBO en el efluente puede variar radicalmente. Con un agua residual municipal típica, un sistema convencional bien diseñado podrá proporcionar un efluente con una DBO₅ soluble carbonosa de 5 mg/l o menos. Similarmente, la más eficiente remoción de sólidos bajo flujos de máxima capacidad en el sedimentador secundario con un control adecuado del proceso podrá dar una concentración no mayor de 15 mg/l de SS en el efluente.

Prácticamente, con una operación apropiada puede ser lograda en el efluente una relación de DBO₅:SS de 20:20 mg/l, aunque la capacidad potencial del proceso es de 10:15 mg/l. Por consiguiente, para lograr valores más bajos se requerirá de algún tipo de tratamiento a nivel terciario.

Instalaciones Básicas

Los dispositivos elementales para un sistema convencional son: el tanque de aeración, el sistema de aeración y el tanque de sedimentación secundaria. A continuación se describe, a grosso modo, la función de cada uno de ellos.

Tanque de aeración

El tanque de aeración es el elemento esencial del proceso ya

⁹ Wild y colaboradores han recomendado sistemas en doble etapa para la oxidación del nitrógeno. En la primera, un sistema de alta tasa remueve la mayor parte de la DBO carbonosa; en seguida, la segunda corresponde a la de nitrificación. Cada una de ellas cuenta con su recirculación de lodos y su unidad de clarificación. Aunque tal diseño puede dar una nitrificación eficiente, su operación es más complicada y su construcción más costosa.

que es aquí donde se lleva a cabo la depuración de las aguas residuales a través del cultivo de microorganismos. La Fig. III-11 muestra un tanque de aeración típico.

El tanque de aeración es dimensionado para proveer un tiempo de retención hidráulico suficiente para efectuar el tratamiento requerido de acuerdo a la cantidad de sólidos microbiales manejados. El tiempo de retención usualmente varía de 0.5 hasta 24 h, dependiendo del modelo de tratamiento empleado, del tipo de residuo presente y de los resultados requeridos.

En él debe mantenerse un mezclado uniforme de los flóculos microbiales y un nivel de oxígeno para satisfacer las necesidades de los mismos, para lo cual se cuenta con diferentes medios, los que van implícitos básicamente en los sistemas de aeración.

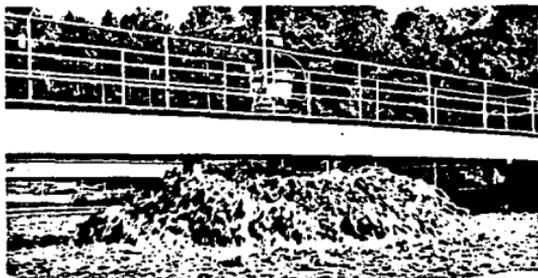


Fig. III-11 Tanque de aeración típico.
Fuente: Ref. 17.

Sistemas de aeración

El suministro de oxígeno aprovechable para el sistema de tratamiento está limitado por el diseño del equipo de aeración seleccionado y su instalación y, a su vez, por la capacidad de transferencia de oxígeno.

En general, el sistema de aeración aparte de proveer el

oxígeno necesario para el metabolismo del cultivo permite que los sólidos permanezcan en suspensión evitando que sedimenten en el tanque y la probable creación de un medio anóxico en el fondo del mismo. No obstante, una reducción en el suministro de aire y la consecuente agitación hacia el final del tanque disminuirá la fragmentación de los flóculos, induciendo el fenómeno contrario que producirá una mejor sedimentabilidad de los mismos en la unidad clarificadora.

La tasa de transferencia de oxígeno depende fundamentalmente del tiempo de contacto entre las burbujas portadoras de oxígeno y el líquido, del tamaño de las burbujas y de la turbulencia en el líquido. La eficiencia óptima de la transferencia resultará a medida que se incremente el tiempo de contacto, disminuya el tamaño de las burbujas y la turbulencia sea tal que las burbujas puedan ser retenidas el mayor tiempo posible en el líquido antes de alcanzar la superficie.

Los sistemas de aeración más comunes son: la difusión de aire bajo la superficie y la aeración mecánica. En la difusión bajo la superficie, el oxígeno es absorbido de las burbujas de aire esparcidas en el licor mezclado por inyección. En éste tipo de sistemas, el aire comprimido se introduce en el fondo del tanque comúnmente cerca de uno de los lados, lo cual permite que el contenido circule por el efecto de la ascensión del aire; sin embargo, son usados también otros arreglos en la colocación de los difusores. Los dispositivos difusores ordinarios presentan orificios grandes, por lo que proporcionan burbujas de mayor tamaño a las producidas mediante aquéllos de placas o tubos porosos. A medida que es mayor el tamaño de las burbujas, proporcionan una menor área superficial para el contacto aire-líquido.

Consecuentemente, resulta una menor eficiencia de la transferencia de oxígeno en los dispositivos ordinarios que en los difusores porosos. Sin embargo, los difusores de burbujas finas pueden ser susceptibles a la obstrucción, lo que implicaría una inyección deficiente; ésto hace más imperiosas las actividades de mantenimiento de tales dispositivos para tener así un suministro adecuado y uniforme.

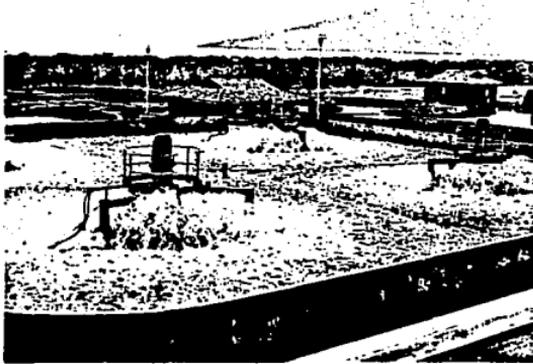


Fig. III-12 Sistema de aeración mecánica flotante.
Fuente: Ref. 17.

En los sistemas de aeración mecánica el oxígeno se adsorbe del aire por encima de la superficie del tanque. Aunque existen diversos dispositivos para ello, los aeradores fijos y flotantes son los más comunes. Tales equipos, a través de un sistema rotatorio de paletas, agitan la superficie del tanque y dispersan las burbujas de aire en el licor mezclado. La Fig. III-11 muestra un sistema con un dispositivo de aeración fijo mientras que la Fig. III-12 ilustra uno con aeradores flotantes.

Otros medios de aeración mecánica emplean bombas y turbinas sumergibles y no sumergibles, las cuales hacen circular el licor produciendo una turbulencia superficial e interna difundiendo al mismo tiempo el aire a través de la masa líquida. Hay sistemas mixtos como las turbinas sumergibles de aeración donde el aire inyectado es expelido mediante dicho equipo que lo dispersa a la vez que produce la turbulencia en el tanque. Se han desarrollado también los sistemas con inyección de oxígeno de alta pureza; en ellos, al obtenerse una mayor eficiencia en la transferencia del

gas. se logra una mayor concentración de sólidos microbiales y un tiempo de retención del agua residual más corto. Recientemente, se ha intensificado el uso de éste método opcional.

Tanque de sedimentación secundaria

Esta unidad constituye la tercera parte fundamental en el proceso porque a través de la sedimentación de los lodos podrá separarse el agua residual tratada y, a su vez, los sólidos sedimentados serán removidos continuamente de dicha unidad para ser recirculados al tanque de aeración y para efectuar la purga de los mismos. La Fig. III-13 muestra un tanque de sedimentación secundaria típico.

El diseño de la unidad es variado y obedece desde luego a las necesidades imperantes. En base a su configuración puede ser

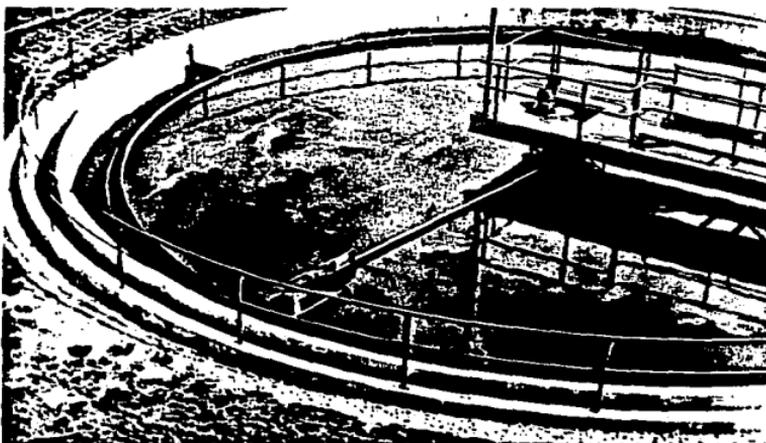


Fig. III-13 Tanque de sedimentación secundaria típico.
Fuente: Ref. 17.

circular o rectangular. Los diferentes arreglos de las corrientes aumentan su versatilidad (Fig. III-14). Y conforme al tipo de sedimentación ésta puede ser natural o química.

En el diseño, en cualquier caso, el tamaño del tanque se puede relacionar ya sea con la carga hidráulica superficial, la carga de sólidos, el flujo y la velocidad directa, la colocación de la presa y la carga de la misma, o bien, el tiempo de retención de los sólidos sedimentados. En el proceso de Lodos Activados el diseño se realiza en función de las cargas hidráulica superficial y de sólidos promedio y máxima. El empleo de uno u otro parámetro lo define la concentración de sólidos en el tanque de aeración. Hasta una valor de 3000 mg/l, la carga hidráulica superficial es importante en la determinación del tamaño del tanque pero a valores mayores lo es la carga de sólidos. La combinación entre los valores promedio y máximo que deberá usarse es la que proporciona la más grande área superficial, lo cual garantiza que siempre será obtenida una buena calidad en el efluente clarificado.

La tasa de remoción de sólidos sedimentados debe ser al menos igual a la de alimentación de los mismos para evitar su acumulación. De lo contrario, podrán tenerse diferentes efectos adversos como: el derrame y, por ende, la pérdida de sólidos en el efluente del vertedor; el espesamiento de la capa lodosa que puede dificultar el flujo por gravedad o por bombeo; o bien, el que se torne el medio a condiciones anaerobias. En un sedimentador secundario de un sistema de Lodos Activados, el nivel de lodos no deberá sobrepasar el 25% de la profundidad del tanque.

La remoción de los lodos sedimentados se hace a través de un rastrillo rotatorio que barre materialmente el fondo del tanque induciéndolos hacia un colector para extraerlos de la unidad por gravedad (Fig. III-15); o mediante un colector radial rotatorio provisto de boquillas por las cuales los lodos se succionan continuamente por bombeo (Fig. III-14b). Mientras tanto el material flotante es usualmente removido por una pala superficial rotatoria hacia un desnatador por el que se extraen del tanque.

En muchos casos, la adición de hierro, sales de aluminio o de polímeros puede mejorar en gran medida el funcionamiento del

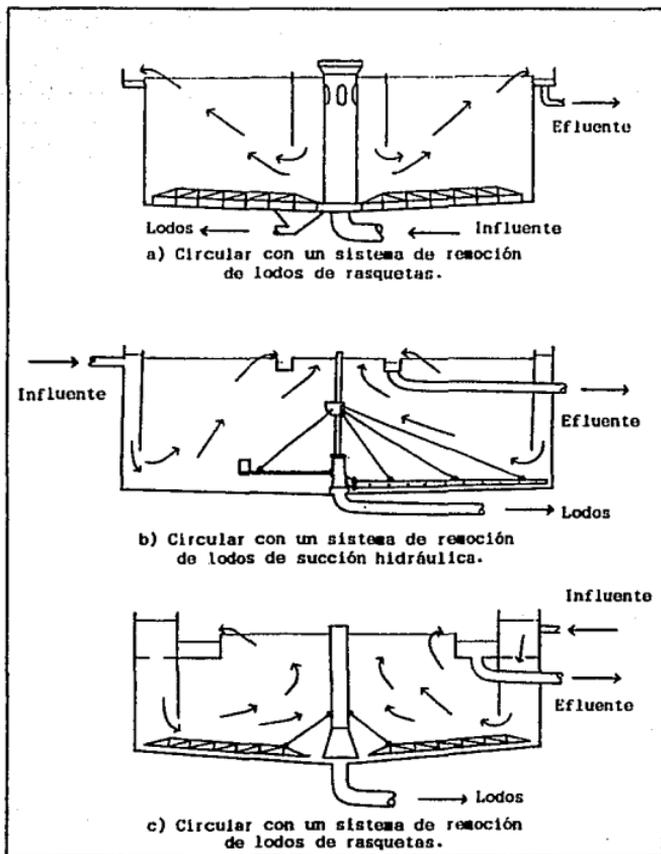


Fig. III-14 Configuraciones típicas que puede tener un tanque de sedimentación secundaria.
Fuente: Ref. 3.

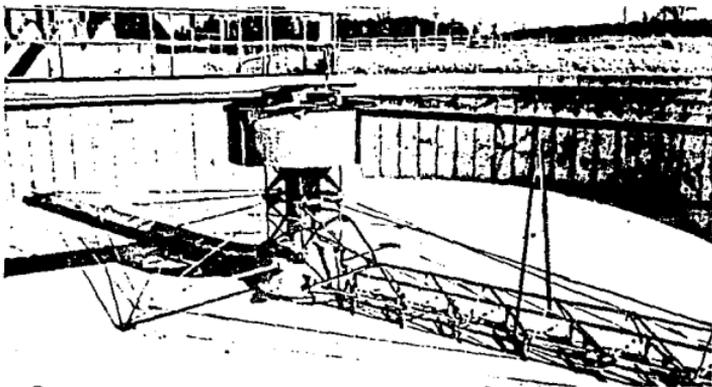


Fig. III-15 Sistema de rasquetas de un tanque de sedimentación.

Fuente: Ref. 17.

sedimentador secundario. Esto depende de la cantidad que será dosificada, del punto en el sistema donde se adicionará y de los floculantes naturales de la biomasa. Sobre el empleo de los agentes químicos es de suma importancia tomar en cuenta que su dosificación debe ser controlada cuidadosamente.

Finalmente, debe hacerse incapié en el impacto que representa el diseño y la operación del tanque de sedimentación secundaria sobre el funcionamiento global de la planta. Es definitivo que ante un diseño y una operación inadecuados la calidad del efluente distará mucho de la deseada; por el contrario, aparte de obtenerse un efluente de buena calidad podrá lograrse una mejor desinfección y reducirse la frecuencia de la limpieza en el tanque de contacto de cloro.

Mecanismos de la Remoción de la Materia Biodegradable

Se ha considerado que el mecanismo de remoción de la materia

orgánica del agua residual en el sistema de Lodos Activados se lleva a cabo en 2 etapas:

- 1° La materia orgánica es sorbida por los flóculos.
- 2° Se efectúa la biodegradación aeróbica de los materiales sorbidos.

A medida que un flóculo se mueve a través del tanque de aeración choca con las partículas coloidales y suspendidas, las que se adhieren al mismo. Dicho fenómeno es llamado sorción y abarca tanto los procesos de adsorción y absorción como otros de carácter superficial. Al ser ocupados los sitios de colisión y adhesión aunque ocurran más colisiones con otras partículas, éstas no quedarán adheridas. Al llevarse a cabo la degradación de los materiales sorbidos por el flóculo se renovarán los sitios de colisión y adhesión; de éste modo, otros residuos serán sorbidos. Los sitios sorbentes son entonces renovados continuamente.

La sorción ocurre rápidamente requiriendo de 15 a 30 min para ser esencialmente completa, en tanto que la reactivación de los lodos por la conversión del residuo sorbido a dióxido de carbono, agua y nuevos lodos requiere de un período más largo. En consecuencia, el poder sorbente de los lodos determinará su actividad.

En el sistema convencional, la sorción y la conversión de los materiales se consuman en el tanque de aeración y toman lugar, cada cual en grado variable, durante todo el período de aeración.

Factores que afectan el Diseño y la Operación

El diseño y la operación de los sistemas de Lodos Activados deben estar basados principalmente en los siguientes requisitos:

- 1° Una concentración adecuada de microorganismos activos en el sistema para asimilar el material suspendido, coloidal y disuelto de las aguas residuales.
- 2° Un ambiente idóneo para los microorganismos en el tanque de aeración, es decir, mantener convenientemente los niveles de

**ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA**

substrato, nutrientes y oxígeno disuelto.

- 3° Una sedimentabilidad adecuada de los lodos producidos para que sean separados apropiadamente del agua residual tratada.

En el cumplimiento de tales lineamientos muchas son las variables que intervienen, algunas de las cuales pueden no estar bajo el control de diseño y/u operativo; sin embargo, no deben dejar de ser estimadas dado que también influyen de alguna manera en la calidad del efluente.

Flujo y Carga orgánica

El proceso debe tener la capacidad para tolerar una variación razonable de flujo y carga. No es inusitado, por ejemplo, que un sistema convencional opere a una carga orgánica máxima de 5 a 10 veces mayor que la carga frecuente mínima.

El embate hidráulico puede causar incrementos en la carga orgánica, así como una dilución de los sólidos en el tanque reactor. Ambas condiciones conducen a un aumento en la relación substrato-microorganismos (F/M), lo cual puede causar una disminución en la remoción del substrato y un cambio en las características de sedimentación de los lodos, resultando un decremento en la eficiencia del sistema. Los efectos ocasionados por el aumento del flujo son los siguientes:

- 1° Se incrementa la transferencia de sólidos hacia el sedimentador secundario.
- 2° Si no se incrementa la tasa de recirculación de lodos, la concentración de sólidos en el tanque de aeración disminuirá; si no se aumenta la recirculación de lodos o no se efectúa la purga de los mismos podría haber una formación de sólidos en el sedimentador secundario.
- 3° La relación F/M aumenta.
- 4° El tiempo de retención de sólidos decrece. En algunos casos, ésta condición puede modificar la composición de la comunidad microorgánica ya que se puede estimular el crecimiento de

especies no predominantes o frecuentemente inexistentes y al mismo tiempo pudiera ser inhibido el crecimiento de las habituales. Cabe aclarar que ello ocurrirá sólo cuando el período de embate sea lo suficientemente prolongado para permitir la estabilización del sistema.

- 5° El aumento en la carga de sólidos al sedimentador causará la pérdida de una cantidad de ellos en el efluente del vertedor de dicha unidad.

El efecto de los flujos elevados sobre la concentración del licor mezclado puede ser determinado para un sistema convencional por la siguiente ecuación:

$$\frac{d(\text{SSLM})_{sc}}{dtsc} = 3600 \left[\frac{Q_r(\text{SSR})_{sc}}{V} - \frac{f_{sc}Q + Q_r}{V} (\text{SSLM})_{sc} \right]$$

donde:

Q, es el gasto influente promedio en m^3/seg .

Q_r , es el gasto de recirculación de lodos en m^3/seg .

$f_{sc} = Q_{sc}/Q$, es el factor de sobrecarga.

Q_{sc} , es el flujo de sobrecarga en m^3/seg .

V, es el volumen del tanque reactor en m^3 .

tsc, es el tiempo de duración de la sobrecarga en h.

SSLM_{sc} , es la concentración de los lodos en el tanque durante el tiempo de la sobrecarga en mg/l . A $t_{sc} = 0$, $\text{SSLM}_{sc} = \text{SSLM}$.

SSR_{sc} , es la concentración de lodos en la recirculación durante la sobrecarga en mg/l .

Suponiendo que la tasa de recirculación de lodos y su concentración son constantes, entonces:

$$\text{SSLM}_{sc} = \frac{Q_r(\text{SSR})_{sc}}{f_{sc}Q + Q_r} + \left[\text{SSLM} - \frac{Q_r(\text{SSR})_{sc}}{f_{sc}Q + Q_r} \right] e^{-3600(f_{sc}Q + Q_r)t_{sc}/V}$$

En la Fig. III-16 se representa gráficamente la ecuación para factores de sobrecarga de 2Q y 3Q suponiendo: un tiempo de

retención hidráulico de 4 h durante la sobrecarga, un gasto de recirculación $Q_r = Q$ y concentraciones de sólidos suspendidos de 4000 mg/l al inicio de la sobrecarga y de 8000 mg/l en la recirculación.

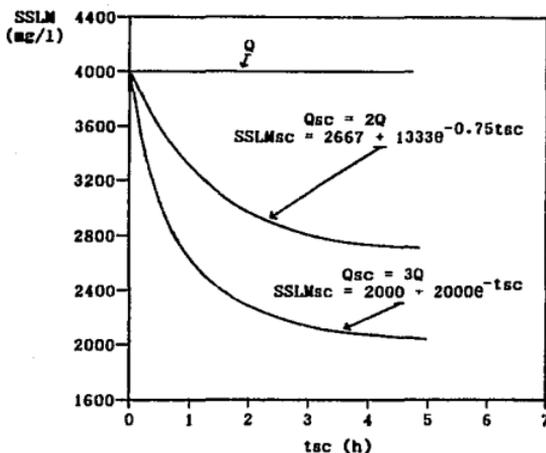


Fig. III-16 Dilución de los SSLM de un reactor por sobrecargas hidráulicas.
Fuente: Ref. 2.

Se ha observado en el tratamiento de residuos domésticos, principalmente, que sobrecargas hidráulicas y orgánicas (en función de la DBO_5) no mayores del 160% de los valores de diseño funcionarán adecuadamente. Pero hidráulicamente una sobrecarga del 160% o más puede tener efectos adversos, si la duración de tal condición es mayor de 3 h, particularmente en los sistemas diseñados para mantener un alto contenido de SSLM usando tiempos de retención cortos. En caso de que la duración y la magnitud de las sobrecargas excedan los valores especificados es recomendable

considerar un aumento en la capacidad de los tanques de aeración y de sedimentación secundaria. Otra medida alterna consiste en la inclusión de unidades igualadoras para el agua influente.

La carga y el tipo de residuos presentes en el agua residual constituyen un factor muy importante en el diseño y la operación. Dependiendo de la disponibilidad del sustrato, las bacterias, las cuales son las que llevan a cabo la mayor parte de la degradación, lo emplearán primordialmente con 2 propósitos:

- 1° Para obtener la energía para satisfacer sus necesidades vitales como el movimiento, la producción de calor y el mantenimiento de sus estructuras interna y externa.
- 2° Cumpliendo lo anterior podrán producir energía adicional para generar nuevo material celular.

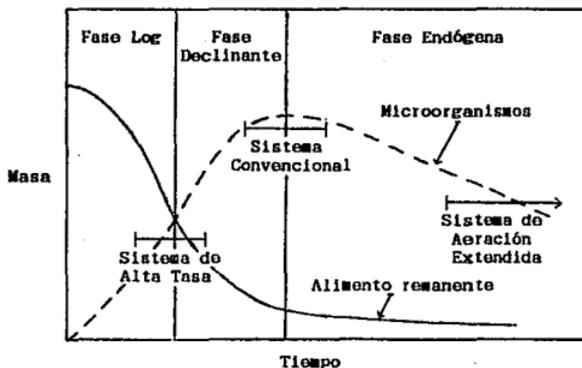


Fig. III-17 Curva de crecimiento ideal para una unidad tipo batch de Lodos Activados.
Fuente: Ref. 4.

En la Fig. III-17 se muestra gráficamente una curva ideal de crecimiento para una operación batch de Lodos Activados. En ella se puede observar como la comunidad bacteriana usa el alimento y crece

respecto a la disponibilidad del mismo. Cuando el alimento está presente en exceso, las bacterias pueden aprovecharlo llevando a cabo los propósitos mencionados en forma simultánea. Por lo tanto, los organismos crecerán y se reproducirán mientras el alimento se encuentre disponible. Este rápido incremento en la población microorgánica junto con un rápido decremento en la cantidad de alimento remanente es llamado fase de crecimiento logarítmico. Esta fase se caracteriza entonces por una alta relación alimento-microorganismos, es decir, una gran cantidad de alimento para los microorganismos disponibles. Normalmente, no es deseable operar un proceso en ésta fase porque no hay bastantes bacterias para degradar el alimento disponible; en consecuencia, el substrato excedente quedará remanente en el efluente. Este hecho se ve más acentuado cuando se presentan sobrecargas hidráulicas y/o de residuos.

A medida que la población crece y el alimento se reduce habrá una inversión en la relación, es decir, llegará un momento en el que la cantidad de alimento disponible es insuficiente para el número de microorganismos. Entonces el empleo del substrato será principalmente para producir la energía necesaria para mantener las funciones vitales básicas. Por consiguiente, disminuirá el crecimiento celular y la reproducción dado que tomarán más tiempo en realizarse. La tasa más baja de crecimiento es llamada fase de crecimiento declinante y la mayoría de los sistemas convencionales de Lodos Activados operan al final de ella ya que las bacterias son activamente competentes para cualquier residuo disponible, asegurando así, un efluente relativamente limpio.

Finalmente, el sistema puede alcanzar un estado en el que el alimento es tan limitado que el crecimiento y la muerte llegan a un equilibrio. La relación alimento-microorganismos se vuelve considerablemente baja y comienza una etapa de inanición; en éste momento toma prioridad hasta cierto punto la ley de "supervivencia del más apto". Para obtener la energía que los mantendrá vivos, los microorganismos hacen uso de sus reservas internas y de su estructura corporal hasta agotarlas y es entonces cuando mueren. A causa de la autodestrucción de los organismos la reproducción es

mínima. Esta fase es denominada respiración endógena y es en la que la oxidación del sustrato es más completa produciendo un efluente comúnmente excelente. Los sistemas de Aeración Extendida operan en ésta etapa del ciclo de alimentación y para ello se emplean tanques de aeración de gran tamaño que proporcionan largos tiempos de retención; sin embargo, tienen un costo muy alto, lo cual induce a que la mayoría de las plantas sean diseñadas para trabajar en la fase de crecimiento declinante.

Ya que los procesos de tratamiento de Lodos Activados son continuos y no batch, cada planta opera teóricamente en un punto a lo largo de la curva masa-tiempo con una determinada relación alimento-microorganismos en un periodo fijo de tiempo. A causa de las variaciones normales es prácticamente imposible controlar ésta relación en un simple punto, por lo cual se procura restringir dicha relación dentro de un rango fijo que abarque el punto óptimo de operación seleccionado.

Los diferentes puntos de operación sobre la curva de crecimiento ideal también implicarán diferentes formas de vida en el sistema. Existe una correlación entre la alimentación y el tipo de microorganismos caracterizando las diferentes condiciones en las que el proceso opera; por consiguiente, la composición de la comunidad está relacionada íntimamente con la eficiencia del tratamiento y la calidad del agua tratada. También es un indicativo de las condiciones tóxicas e inhibitoras, de problemas de esponjamiento de lodos, de cambios sustanciales de temperatura y de deficiencia de oxígeno.

En la Fig. III-18 se ilustra el comportamiento frecuente de la predominancia relativa de los microorganismos en los sistemas de Lodos Activados como una función del tiempo de aeración. En ella se puede apreciar también el decaimiento del sustrato remanente. A medida que la DBO_5 remanente disminuye, los tipos de microorganismos tienen un predominio relativo dependiendo del tiempo de aeración. Las especies del grupo Sarcodina usualmente predominan en el arranque del proceso o en la recuperación de una toxicidad completa. La presencia dominante de los flagelados holofíticos ocurre cuando la concentración de residuos orgánicos es

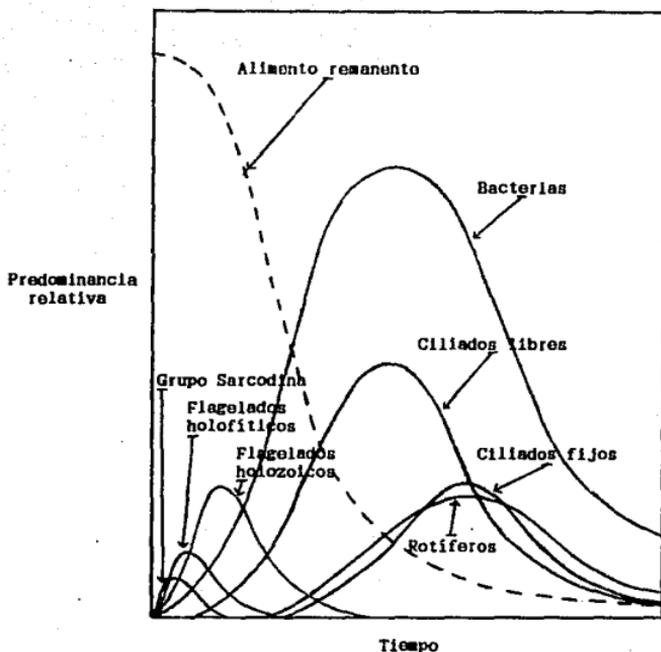


Fig. III-18 Predominancia relativa de los microorganismos en los sistemas de Lodos Activados.
Fuente: Ref. 4.

alta y la eficiencia de los sistemas es baja. En algunos con altas concentraciones de DBO, la eficiencia matemáticamente puede ser elevada; no obstante, la concentración de la materia orgánica en el efluente puede seguir siendo alta. El predominio de las especies flageladas holozoicas sigue al disminuir el número de flagelados holofíticos e indican una eficiencia del sistema ligeramente mayor. Los protozoarios ciliados prevalecen cuando hay un gran número de bacterias de vida libre. La presencia de ciliados libres

conjuntamente con especies flageladas denota eficiencias un poco más bajas mientras que con algunos ciliados fijos son más altas. La predominancia de ciliados fijos muestra una DBO baja en el efluente. Una planta convencional bien operada y muy estable tendrá predominantemente ciliados fijos y usualmente ninguna otra especie protozoaria. Los rotíferos dominarán en condiciones de muy baja carga de DBO y con alta eficiencia indicando un acercamiento a la oxidación total siendo tales características propias de la Aeración Extendida.

Residuos tóxicos e inhibitorios

Los organismos de los sistemas de Lodos Activados son susceptibles tanto a los efectos biológicos como a los fisicoquímicos pudiendo resultar, en el peor de los casos, en la destrucción de la comunidad microorgánica. La importancia de los efectos consecuentes dependerá de la magnitud de la carga nociva, del tipo de material causante y del tiempo de exposición a dichas condiciones. Como sea, de no llegar a un caso extremo, se tendrán repercusiones en la capacidad del sistema para llevar a cabo el tratamiento adecuado y, por consiguiente, en la calidad del agua efluente.

Los metales pesados tales como el cobre, zinc, níquel, plomo, cadmio, mercurio y cromo pueden reaccionar con las enzimas microbianas para retardar o inhibir completamente el metabolismo. En general, la susceptibilidad de los lodos activados a éste tipo de elementos está relacionada con su concentración iónica soluble y con la masa de lodos en el sistema. Esto es importante, ya que ocasionalmente pueden estar presentes en el licor mezclado en concentraciones potencialmente tóxicas como precipitados o como complejos solubles sin haber pérdida en la eficiencia del proceso. Sin embargo, circunstancialmente pueden ser liberados, por ejemplo: la presencia de amoníaco puede solubilizar los precipitados, o bien, la degradación biológica de ligandos orgánicos como el cianuro y los ácidos húmicos permite la

liberación de los metales complejados. En cualquier caso, el riesgo de toxicidad para la biomasa puede ser determinado mediante las constantes de complejación y/o los productos de solubilidad, si los iones metálicos y las especies precipitantes o complejantes son conocidos.

En contraste, la presencia de cantidades traza de algunos metales puede ser estimulante para el crecimiento de los organismos nitrificantes. Se ha encontrado que cantidades traza de calcio, cobre, fierro, magnesio, manganeso, fósforo, sodio y zinc, entre otros, son necesarias para un desarrollo máximo de éstos. Particularmente, se ha identificado al cobre como el cofactor necesario para activar la enzima en la primera etapa de la oxidación del amoníaco y al molibdeno como el estimulante de la actividad de la Nitrobacter, aunque el mecanismo de ésta última reacción se desconoce.

Los residuos tales como los aceites, grasas, plásticos, celulosas, así como los de las industrias químicas y farmacéuticas en su mayoría pueden ser tóxicos. No obstante, muchos de ellos suelen ser metabolizados por las comunidades bacteriales bajo un previo periodo de aclimatación en el que se tendrá un descenso en la eficiencia del sistema; aunque es posible que en ciertas circunstancias no logren adaptarse y sean incapaces de metabolizarlos. En tal caso, los lodos deben ser readaptados reemplazando gradualmente la alimentación de dichos residuos por materiales no tóxicos de estructura química similar. Las sustancias que pueden ser inhibitoras sólo por encima de una concentración específica pero que pueden ser fácilmente biodegradables, suelen ser tratados más eficazmente en los sistemas Completamente Mezclados, dado que los residuos son dispersados en todo el tanque de aeración permitiendo una máxima dilución. Así, la concentración en cualquier lugar será relativamente constante y la actividad bacteriana puede ser deteriorada en menor grado que en un sistema de flujo tapón.

A pesar de que las grasas y los aceites pueden servir de alimento para las bacterias, se aprovechan muy lentamente porque éstos residuos tienden a acumularse y a permanecer superficialmente

en el tanque de aeración habiendo menos contacto entre éstos y las bacterias. Al requerir períodos de descomposición más largos tienden a acumularse creando natas en el tanque reactor, por lo que deben ser removidos inicialmente a través de un dispositivo

Contaminante	Concentración (mg/l)	
	Remoción carbonosa	Nitrificación
Aluminio	15 a 26	
Amoníaco	480	
Arsénico	0.1	
Boratos	0.05 a 100	
Cadmio	10 a 100	
Calcio	2500	
Cromo (VI)	1 a 10	0.25
Cromo (III)	50	
Cobre	1	0.005 a 0.5
Cianuros	0.1 a 5	0.34
Fierro	1000	
Plomo	0.1	0.5
Manganeso	10	
Magnesio		50
Mercurio	0.1 a 5	
Níquel	1 a 2.5	0.25
Plata	5	
Sulfatos		500
Zinc	0.08 a 10	0.08 a 0.5
Fenoles:		
Fenol	200	4 a 10
Cresol		4 a 16
2,4 Dinitrofenol		150

Cuadro III-1 Concentraciones umbrales de algunos contaminantes inhibidores en el proceso de Lodos Activados.

Fuente: Ref. 2.

separador.

En lo que respecta a los compuestos de cadena larga, las moléculas insolubles en agua, los detergentes y los materiales poliméricos, cualquiera de éstos pueden causar que la floculación y la sedimentación de los lodos sea deficiente, lo cual hace difícil su manejo.

Los residuos que alteran el pH ocasionan cambios en el funcionamiento del sistema ya que inhiben el crecimiento de los organismos más eficaces en la remoción y estimulan el desarrollo de especies inapropiadas. El rango óptimo para la proliferación de las comunidades efectivas es de 6.5 a 7.5 para la remoción carbonosa, en tanto que para la nitrificación es de 8 a 9¹⁰.

De modo general, existiendo la posibilidad de que cualquier residuo tóxico e/o inhibidor penetre al sistema mientras la carga no sea crítica de tal manera que conduzca a la destrucción del mismo, una medida que ayuda a minimizar los efectos nocivos consiste en aumentar la concentración de SSLM. En el Cuadro III-1 se resumen las concentraciones umbrales de algunos contaminantes inhibidores presentes en las aguas residuales que inciden en los procesos de remoción carbonosa y de nitrificación de los sistemas de Lodos Activados.

No sólo por las razones referidas anteriormente los residuos tóxicos e/o inhibidores deben ser evitados en los sistemas de Lodos Activados, sino porque en general éstos serán remanentes en el efluente y en los lodos drenados. Esto también resulta inapropiado ya que en ambos casos se restringe el uso que pudiera dárselos.

Nutrientes

Por lo general, los nutrientes inorgánicos y los elementos

10 En la conversión del amoníaco a nitrato se libera ácido mineral, si la alcalinidad del agua residual es insuficiente el pH descenderá inhibiendo la actividad nitrificante.

traza presentes normalmente son suficientes para asegurar un máximo crecimiento bajo un adecuado suministro de oxígeno. Comúnmente, las aguas residuales domésticas no presentan deficiencias nutricionales que pudieran afectar adversamente el crecimiento bacterial; pero el contenido de diversos desechos industriales en las aguas residuales podría modificar las características químicas de éstas de tal modo que los nutrientes sean químicamente limitados e inaprovechables para los lodos.

Las aguas residuales domésticas normales con una DBO_5 de 200 mg/l contienen aproximadamente 10 mg/l de fósforo, valor adecuado para una carga de DBO relativamente grande; y 50 mg/l de nitrógeno total, valor excesivo bajo condiciones normales. Dichas cifras hacen una relación $DBO_5:N:P$ de 20:5:1. En tanto que para las aguas residuales con una contribución sustancial de desechos industriales al ser tratadas mediante sistemas de Lodos Activados se ha sugerido una relación de 100:5:1.

En particular, los sistemas con tiempos de retención de sólidos más largos generalmente requerirán menos nutrientes porque en tales condiciones el proceso de degradación celular libera nitrógeno y fósforo al licor mezclado para el reuso.

Sólidos suspendidos

Comúnmente, los sólidos suspendidos totales (SST) del agua residual no son un factor preponderante en el diseño y en la operación a menos de que no se cuente con una clarificación primaria. En éste caso, se sugiere que los medios desarenadores remuevan el grueso de las arenas mayores a 100 mesh para asegurar que dichos materiales no lleguen al tanque de aeración, en virtud de que su acumulación en ésta unidad implica un problema de mantenimiento innecesario. Además, debe ser aplicada cierta tolerancia al tiempo de retención de sólidos o a la relación F/M de diseño para tomar en cuenta el impacto de los sólidos no biodegradables.

Temperatura

La temperatura es una de las más importantes variables incontrolables. Cuando los organismos están sujetos a un cambio de temperatura dentro de un rango apropiado para la actividad biológica, una respuesta favorable ante dicha modificación depende de su habilidad para adaptarse y aclimatarse a las nuevas condiciones; éste fenómeno es complicado ya que puede involucrar un cambio en los tipos de microorganismos. En las regiones donde las modificaciones del clima son distinguibles es factible que haya trastornos menores durante el proceso de readaptación de la comunidad.

Cuando desciende la temperatura, la actividad biológica se reduce y, por consiguiente, decae la tasa de crecimiento y la reproducción. Se requiere entonces de un mayor tiempo de contacto entre el agua residual y los microorganismos, o bien, una concentración de SSLM más alta para conseguir el mismo nivel de tratamiento que se obtendría a una temperatura mayor.

La solubilidad del oxígeno en el agua también está en función de la temperatura. A medida que ésta es más alta, la solubilidad es menor; en éstas condiciones la eficiencia de la transferencia de oxígeno también decrecerá. Dado que un incremento en la temperatura traerá consigo una mayor actividad biológica, habrá una mayor demanda de oxígeno. Por lo tanto, los requerimientos en el verano podrán ser superiores a los del invierno y la diferencia entre ambos será más significativa mientras los cambios climáticos sean más marcados.

El efecto de la temperatura también se manifiesta en la sedimentabilidad de los lodos puesto que la tasa de sedimentación depende de la densidad y de la viscosidad del agua. Al disminuir la temperatura tanto la densidad como la viscosidad se incrementan y los sólidos sedimentan más lentamente. De ésta forma, los sólidos más finos pueden ser arrastrados por el efluente del vertedor del tanque de sedimentación secundaria resultando así, en un decremento en la eficiencia de remoción de dicha unidad. Si la flotación se hace un problema severo, 2 alternativas son viables: una reducción

en la carga hidráulica superficial o estimular la sedimentación mediante agentes floculantes.

Oxígeno disuelto

En los sistemas de Lodos Activados es necesario proveer suficiente oxígeno disuelto para mantener las condiciones aerobias a los organismos que llevarán a cabo la degradación del sustrato.

En un ambiente aerobio, los organismos obtienen del sustrato la cantidad máxima disponible de energía y los productos finales de oxidación son principalmente dióxido de carbono y agua, los cuales son de gran estabilidad. En contraste, un suministro deficiente de oxígeno tornaría el medio a condiciones anaerobias y los productos del metabolismo serían variados e inestables, los que aún podrían ejercer una demanda de oxígeno si éste lo hubiese; además, se producirían malos olores y cambios en la población microorgánica.

Es evidente que al incrementarse la comunidad biodegradadora la demanda de oxígeno será mayor; en tal caso, deberá compensarse con un suministro adicional para evitar la creación de un ambiente anaerobio en el reactor.

Ahora bien, la necesidad de mantener un ambiente aerobio no implica altas concentraciones de oxígeno disuelto, sino sólo el indispensable para satisfacer los requerimientos del sistema. Las altas concentraciones además de ser innecesarias representan un desperdicio de energía. Para mantener las condiciones aerobias, se considera que un valor mínimo de 0.5 mg/l de oxígeno disuelto es suficiente en cualquier punto del tanque de aeración. Para garantizar dicha concentración, el efluente del tanque reactor deberá presentar normalmente una concentración mínima de 2 mg/l.

Por otro lado, la conversión del amoníaco en los sistemas nitrificantes generalmente parece inhibirse cuando la concentración de oxígeno disuelto es inferior a 1 mg/l; no obstante, también se han reportado valores mínimos de 2 a 3 mg/l.

También es importante sostener cantidades traza de oxígeno disuelto en el fondo del tanque sedimentador secundario para

minimizar la desnitrificación en los lodos de retorno dado que para mantenerse vivos a falta de oxígeno, los organismos aerobios emplean el oxígeno de los nitratos presentes. Este fenómeno puede causar globalmente un funcionamiento deficiente del sedimentador.

Es conveniente precisar ciertos efectos producidos por algunos de los factores mencionados anteriormente o por una combinación de ellos, ya que alteran las características de los lodos haciéndolos inadecuados por su deficiente sedimentabilidad y compactabilidad para el funcionamiento eficaz del proceso. Esta modificación se manifiesta en apariencia física como un esponjamiento de los lodos que suele ser causado por el crecimiento de organismos filamentosos o por agua atrapada en los flóculos. En ambos casos, se reduce la densidad del conglomerado y, por ende, su capacidad sedimentable.

Aunque las bacterias filamentosas son efectivas en la remoción de la materia orgánica tienen deficiente floculación y sedimentabilidad. También las Actinomicetas y otros hongos serán ocasionalmente causantes del esponjamiento. La proliferación de tales organismos se debe a:

- 1° Cargas orgánicas excesivas en forma de carbohidratos. A ciertos rangos de la relación F/M se favorece su crecimiento a causa de los tiempos de retención de sólidos resultantes. Los valores de F/M en los cuales se produce el esponjamiento indican tiempos de retención de 1 a 3 días.
- 2° Bajos niveles de nitrógeno amoniacal cuando la carga orgánica es alta. A medida que las concentraciones de nitrógeno bajan de una proporción de $DBO_5:N$ de 20:1, los hongos, los cuales tienen un nivel más bajo de proteínas que las bacterias, son capaces de producir protoplasma normal mientras que las últimas producen protoplasma con deficiencia de nitrógeno. La carencia de nitrógeno también estimula el desarrollo de bacterias no filamentosas de baja gravedad específica.
- 3° Bajos niveles de pH. A un pH menor que 6, algunos hongos son menos afectados que las bacterias y tienden a predominar en la comunidad.
- 4° Falta de macronutrientes dado que ello estimula la

predominancia de Actinomicetas sobre las bacterias formadoras de flóculos adecuados.

- 5° Bajos niveles de oxígeno disuelto. Esta puede ser una de las causas más frecuentes para el desarrollo de entes filamentosos, los cuales teniendo un área superficial más alta que los organismos normales, pueden atrapar el oxígeno más efectivamente. Aunque los primeros son menos adaptables a condiciones anaerobias manifestándose un retardo en su tasa de crecimiento.

Otros efectos actúan en forma contraria, es decir, producen lodos de muy rápida sedimentación. Estos lodos no forman flóculos capaces de atrapar partículas finas dejando una turbidez en el sobrenadante. En consecuencia, el efluente tendrá un alto contenido de SS y éstos, a su vez, incrementarán la DBO_5 . Dichos lodos están caracterizados por valores bajos en su índice volumétrico de lodos (IVL) e insuficiente población microbial. Un examen microscópico de tales flóculos frecuentemente muestra la ausencia de microorganismos superiores tales como los protozoarios y los rotíferos. Por otro lado, los IVL bajos también están asociados a un gran contenido de SS inorgánicos.

Criterios de Diseño

La información que se expone está referida básicamente a la remoción de la DBO carbonosa y a la nitrificación logradas en el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante un sistema convencional. En algunos casos, se complementa dicha información con datos específicos relativos al diseño del mismo y de sus modificaciones con el propósito de tener un marco de referencia comparativo e ilustrativo.

La información específica de diseño contempla un agua residual doméstica caracterizada por un contenido de DBO_5 y SST de 200 mg/l respectivamente, donde el 30% de la DBO es soluble y del 35 al 40% de los SST son inertes y no biodegradables.

Índice volumétrico de lodos

Se define como el volumen ocupado por unidad de masa de los SSLM sedimentados durante 30 min y puede expresarse mediante la siguiente ecuación:

$$IVL = 1000 \frac{V_s}{SSLM}$$

donde;

IVL, es el índice volumétrico de lodos en ml/g.

V_s , es el volumen de sólidos sedimentados durante 30 min de una muestra homogénea en una probeta de 1 o 2 l de capacidad, en ml.

SSLM, es la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado en mg/l.

El IVL es una medición empírica que se emplea para el control de la tasa de recirculación de lodos para mantener una concentración suficiente y constante de los mismos en el tanque de aeración. Los valores típicos para el IVL en sistemas que operan con una concentración de SSLM de 2000 a 3500 mg/l, fluctúan entre 80 y 150 ml/g. A concentraciones mayores de SSLM en el rango de 3500 a 5000 mg/l, los valores del índice serán más bajos. La mayoría de las plantas de tratamiento mediante el sistema convencional operan bien con valores entre 80 y 120 ml/g; sin embargo, no se dispone de mucha información que garantice que el diseño opere en dicho rango.

Rocientemente, el IVL se ha empleado también como un indicador de las características de sedimentabilidad de los lodos en el tanque sedimentador secundario. Para lo cual se le cuantifica a intervalos periódicos de tiempo durante la prueba estándar de 30 min.

Por otro lado, el IVL sirve para definir otro parámetro, el índice de la densidad de lodos (IDL) y cuya expresión es:

$$IDL = \frac{100}{IVL}$$

Sólidos suspendidos del licor mezclado

Indirectamente, el IVL limita la concentración de sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM) que puede ser alcanzada porque tal controla la concentración de los lodos efluentes del tanque sedimentador secundario. Así, para un IVL y una tasa de recirculación determinados, la concentración máxima de SSLM quedará restringida dentro de un intervalo estrecho.

A falta de suficiente información práctica, se ha estimado que los SSLM sean limitados hasta 5000 mg/l y en un valor más bajo a temperaturas inferiores a 20°C, aún cuando el IVL pueda ser muy bajo. Generalmente, los valores de diseño superiores a los 5000 mg/l inducirán tiempos de retención desmedidamente cortos que hacen al sistema más susceptible a un deslavado, a menos que haya un control de embates hidráulicos. En cualquier caso, los valores de SSLM de diseño no deben ser mayores a los requeridos ya que la operación del tanque de sedimentación secundaria tiende a hacerse crítica a niveles altos de éste parámetro.

La concentración de SSLM como una función del IVL y de la proporción de recirculación de lodos Q_r/Q se muestra en la Fig. III-19. La concentración recomendada de los lodos de retorno para satisfacer las condiciones asumidas puede ser calculada por la ecuación siguiente:

$$SSR(Q_r) = SSLM(Q_r + Q)$$

la cual, no considera los sólidos presentes en el influente al reactor. Y en términos del IVL:

$$SSR = \frac{10^6}{IVL}$$

en ambas expresiones, las literales ya se han definido.

La Fig. III-19 ha sido construida en base a una remoción rápida de lodos y al uso de la concentración obtenida en la prueba de sedimentabilidad a 30 min como la concentración del efluente del

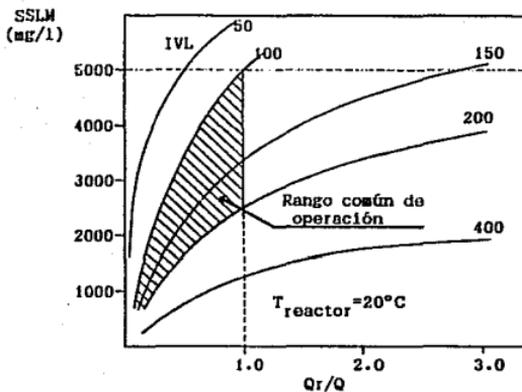


Fig. III-19 Concentración de SSLM de diseño en función del IVL y de la proporción Q_r/Q para un sistema con remoción rápida de lodos. Fuente: Ref. 2.

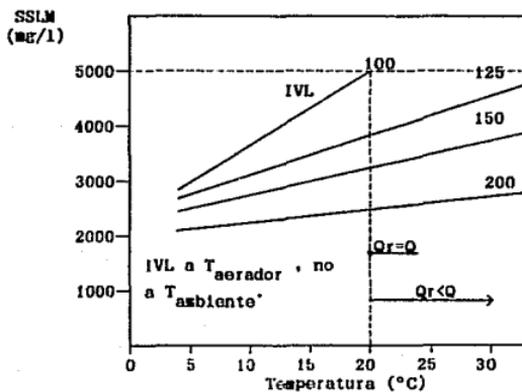


Fig. III-20 Concentración de SSLM de diseño en función del IVL y de la temperatura en el tanque reactor. Fuente: Ref. 2.

fondo del sedimentador secundario. La práctica ha mostrado que ésta es una aproximación relativamente válida.

La concentración máxima factible del efluente lodoso del sedimentador está también en función de la temperatura ya que ésta afecta tanto a la velocidad de la zona de sedimentación como al IVL. La Fig. III-20 muestra la concentración de SSLM de diseño como una función de la temperatura mínima en el tanque reactor para diversos valores del IVL, los cuales están evaluados a la temperatura del contenido de la misma unidad.

Tasa de recirculación de lodos

La mayoría de las plantas están diseñadas para permitir una recirculación (R) que varía desde el 10 hasta el 100% del flujo de agua cruda influente. Este rango da una flexibilidad razonable para ajustar el valor de los SSLM a la concentración deseada. En general, la proporción de la recirculación debería ser limitada hasta el 100%. Esto es particularmente cierto si el IVL es mayor que 150 ml/g y no es posible ampliar la capacidad de clarificación.

En éste caso, la alta recirculación en vez de evitar un espesor excesivo de la capa de lodos en el fondo del sedimentador generará una turbulencia de la misma que producirá una pérdida de sólidos a través del efluente clarificado. La expresión correspondiente es:

$$R = \frac{Qr}{Q}$$

donde:

R, es la proporción de la recirculación en %.
y las demás literales ya fueron definidas.

Tiempo de retención de sólidos

El tiempo de retención de sólidos (θ) es llamado también

tiempo de retención celular ó edad de los lodos e indica el tiempo que un microorganismo permanece en el proceso. La expresión matemática que lo define es:

$$\theta = \frac{Vr(SSLM)}{86400[Qp(SSR) + Qe(SSE)]}$$

donde;

θ , es el tiempo de retención de sólidos en días.

Vt, es el volumen del tanque de aeración en m^3 .

Qp, es el caudal de purga en m^3/seg .

Qe, es el caudal del efluente clarificado en m^3/seg .

SSE, es la concentración de sólidos suspendidos en el efluente clarificado en mg/l .

SSLM y SSR ya fueron definidos.

Con éste parámetro se puede conocer el volumen de purga y el valor de la relación alimento-microorganismos. La determinación de su valor está en función del grado de tratamiento requerido. Un θ largo implica una alta cantidad de sólidos, un mayor grado de tratamiento y una menor cantidad de lodos de purga. La Fig. III-21 representa a los valores de θ para el diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas para una remoción de DBO carbonosa soluble del 96% como una función de la temperatura mínima a la cual el reactor será operado. Los valores dados pueden ser usados para el diseño de sistemas de tratamiento de residuos concentrados y diluidos; por lo que respecta a la DBO_5 del efluente estará basada en la eficiencia supuesta del sistema, es decir, considerando el 96% de remoción. En la misma curva se indica la zona donde la nitrificación normalmente tomará lugar. Si la base del diseño está dentro o a la derecha de ésta zona ello garantizará que las demandas de oxígeno para la nitrificación sean satisfechas; de lo contrario, puede obtenerse una inestabilidad en la operación. En cualquier caso, el uso de éste método gráfico para el diseño no implica una configuración específica para el tanque reactor.

La Fig. III-22 contiene las curvas de diseño para los sistemas

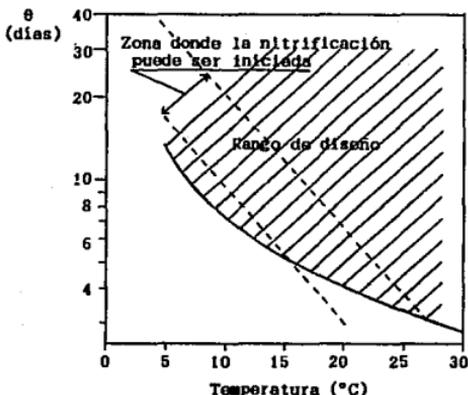


Fig. III-21 Tiempo de retención de sólidos de diseño para una remoción de DBO_5 carbonosa del 96% en función de la temperatura del reactor.
Fuente: Ref. 2.

de Lodos Activados de Aeración Modificada y de Alta Tasa de Recirculación. En el primer caso, el sistema producirá una DBO_5 total en el efluente del 30 al 35% de la correspondiente al influente al tanque; mientras que para el segundo será del 10 al 25%. Las remociones de DBO_5 soluble para ambos sistemas caracterizados en dicha figura son del 60 al 75% y del 80 al 90%, respectivamente.

La mayoría de los criterios rigurosos de diseño para la nitrificación derivan del hecho de que las bacterias nitrificantes crecen más lentamente que las bacterias heterotróficas. Así, el θ de diseño debe seleccionarse en un valor lo suficientemente alto para asegurar que las bacterias nitrificantes no sean desechadas del sistema más rápidamente que en lo que tardan en reproducirse. La acumulación de nitrificadores es también afectada por la temperatura, en la Fig. III-23 se representa al θ de diseño para la nitrificación en función de tal variable. El θ mínimo para la nitrificación definido por Downing es indicado por la línea

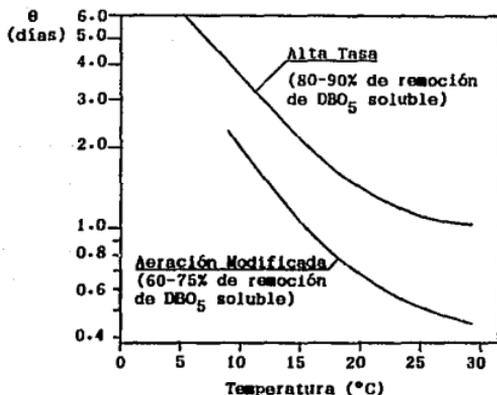


Fig. III-22 Tiempo de retención de sólidos de diseño para la remoción de la DBO_5 carbonosa en 2 sistemas de Lodos Activados No Convencionales en función de la temperatura del reactor.
Fuente: Ref. 2.

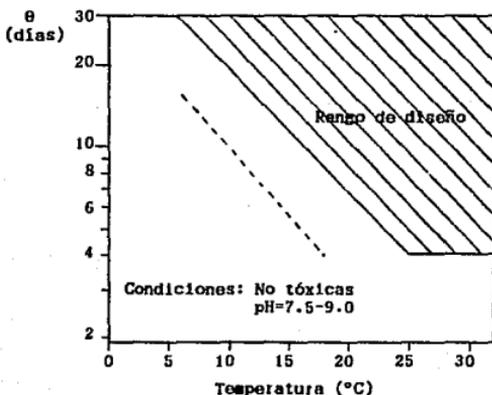


Fig. III-23 Tiempo de retención de sólidos de diseño para la nitrificación en etapa simple en función de la temperatura del reactor.
Fuente: Ref. 2.

punteada.

Aunque es posible nitrificar las aguas residuales a un θ menor a 4 días, no se considera prudente un diseño con tal característica a causa de las muchas variables incontrolables que intervienen en el sistema. Las variaciones en la carga de amoníaco en el influente hacen requerir de valores de θ mayores al mínimo con el objeto de asegurar una población nitrificante excedente que permita manejar las cargas críticas.

Relación alimento-microorganismos

Representa la proporción existente entre la cantidad de materia orgánica que sirve de alimento (F) y los microorganismos activos en el licor mezclado (M). La expresión respectiva es:

$$\frac{F}{M} = 86400 \frac{Q_1(DBO)}{V_t(SSLW)}$$

donde:

F/M, la relación alimento-microorganismos se da en día⁻¹.

DBO, es la demanda bioquímica de oxígeno en mg/l. O bien, puede emplearse la demanda química de oxígeno (DQO).

Las demás literales ya fueron definidas.

La relación F/M y θ están en correspondencia mutua. La relación entre éstos 2 parámetros variará en función tanto del tipo de residuo como del tiempo y está representada por la siguiente ecuación:

$$\frac{1}{\theta} = a \left[\frac{F/M}{e} \right] - b$$

donde:

a, es el coeficiente de producción celular o de síntesis, en mg de células/mg de sustrato.

b, es el coeficiente de decaimiento de los microorganismos endógenos, en día⁻¹.

e. es la eficiencia de remoción de la DBO_5 .

El coeficiente de producción celular (a) es la síntesis global de los microorganismos producida por el metabolismo del agua residual. El coeficiente b es un resultado de la pérdida de masa microbial causada por la respiración endógena y la depredación; en sistemas reales es una compleja función de θ pues decrece con la edad conforme la fracción activa disminuye y la fracción inerte orgánica e inorgánica aumenta.

Cuando todos los factores son conocidos, un diseño basado en la F/M es tan efectivo y confiable como uno basado en θ . Sin embargo, el problema práctico que representa el conocimiento continuo y preciso de a y b es difícil, si no imposible de resolver. Por lo tanto, es preferible hacerlo a través de θ . Este aspecto asume mayor importancia cuando se requiere de un control de costos efectivo y preciso, particularmente en aquellos casos en donde se practica la nitrificación y la desnitrificación.

Tipicamente, a puede tener valores entre 0.5 y 0.7 mientras que b entre 0.04 y 0.1. Esta variación es dependiente del método de tratamiento, de la eficiencia de remoción del sustrato, de θ y de las características del agua residual. En la Fig. III-24, θ se representa usando la ecuación descrita empleando los rangos comunes de los valores para a y b. Como puede ser visto, un rango de valores de θ se obtienen asignando valores específicos a la relación (F/M)/e.

La conversión de θ a la relación F/M debe hacerse en forma adecuada y precisa sobre todo cuando el tratamiento primario es poco o nulo, ya que éste influye en los coeficientes incrementando la producción celular y disminuyendo el decaimiento endógeno a causa del aumento en el material biológicamente inerte ocluido en la biomasa.

Producción de lodos

El rendimiento neto de lodos (γ) describe la producción neta

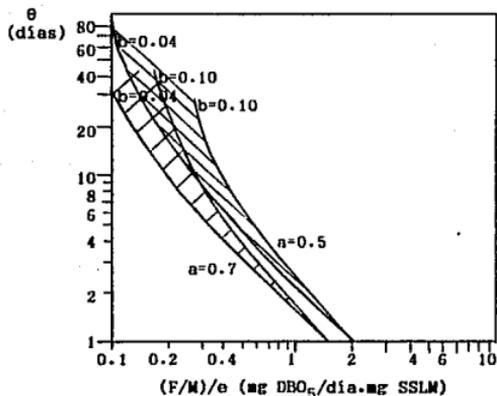


Fig. III-24 Relación entre el tiempo de retención de sólidos y la relación alimento-microorganismos como función de la eficiencia de remoción y de los valores comunes de los coeficientes a y b.
Fuente: Ref. 2.

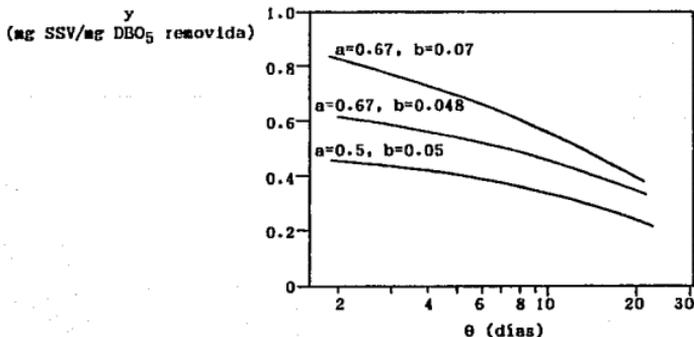


Fig. III-25 Rendimiento neto de lodos en función del tiempo de retención de sólidos para 3 estudios.
Fuente: Ref. 2.

de los mismos en función de la cantidad de sustrato removido del agua residual y puede estimarse mediante la siguiente relación:

$$y = a - b \left[\frac{\text{SSLM}(V_t)}{86400Q_1(\text{ADBO}_5)} \right] = \frac{1}{\theta} \left[\frac{\theta}{F/M} \right]$$

donde:

y, es el rendimiento neto de lodos en mg SSLM/mg DBO_5 removida.

ADBO_5 , es la DBO removida resultante de la diferencia entre la DBO_5 total del influente y la DBO_5 soluble del efluente.

Las demás literales ya son conocidas.

El rendimiento depende de diversas interacciones que no están bajo el control del diseñador. Se ve afectado significativamente por θ ; un gran valor de éste disminuirá la fracción volátil por la energía requerida para el mantenimiento celular. La eficiencia del tanque de sedimentación primaria y la remoción de sustancias inertes serán también factores influyentes ya que los lodos congregan y concentran sólidos coloidales y suspendidos inertes. De igual modo, la composición del agua residual, la mezcla de microorganismos en el sistema, el pH y la temperatura han sido señalados como causas de las variaciones en el rendimiento observado.

Con el propósito de tener una base de diseño confiable, los investigadores han intentado desarrollar bastante información básica sobre la producción de lodos; la mayor parte de ellos coinciden en que normalmente podrán ser observados valores entre 0.4 y 0.6 mg SSLM/mg DBO_5 removida dependiendo de los sólidos inertes en el sistema y de θ . Aún cuando el rendimiento de lodos es un parámetro importante no puede asignársele un valor constante.

La Fig. III-25 muestra el resultado de 3 estudios sobre el rendimiento de lodos como una función de θ . Los coeficientes a y b han sido definidos previamente y el rendimiento no incluye los sólidos inertes introducidos al reactor.

Los rendimientos netos de lodos en función de θ y de la temperatura para aguas residuales domésticas típicas se muestran en

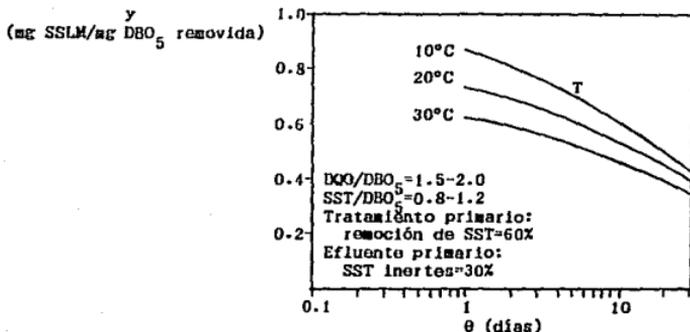


Fig. III-26 Rendimiento neto de lodos en función del tiempo de retención de sólidos y de la temperatura para un agua residual doméstica influente con tratamiento primario.

Fuente: Ref. 2.

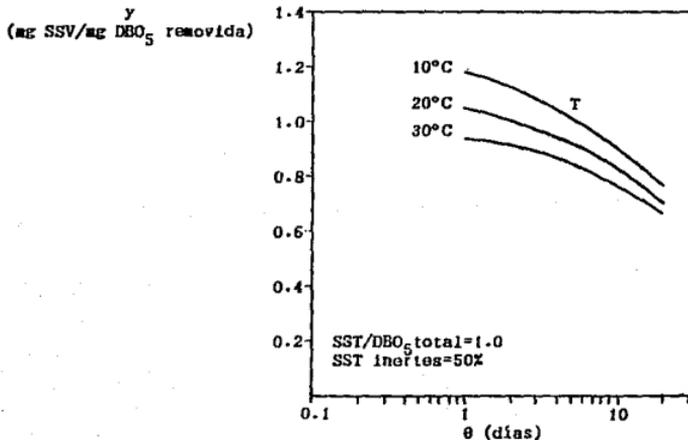


Fig. III-27 Rendimiento neto de lodos en función del tiempo de retención de sólidos y de la temperatura para un agua residual doméstica influente sin tratamiento primario.

Fuente: Ref. 2.

las Figs. III-26 (con tratamiento primario) y III-27 (sin tratamiento primario). Cabe aclarar que el comportamiento mostrado es característicamente específico de las aguas residuales consideradas.

Purga de lodos

Bajo condiciones normales los microorganismos se reproducen continuamente en el sistema, por lo que es de suma importancia el que una parte de ellos deba ser removida; de lo contrario, se acumularán produciendo una desestabilización en el sistema.

Como se había mencionado ya, la remoción se lleva a cabo del efluente de lodos del sedimentador secundario o de la línea de recirculación, o bien, puede efectuarse directamente del tanque de aeración. El gasto está determinado por θ ; de hecho, es usual que el proceso sea controlado mediante un θ constante.

Económicamente, el drenado de lodos adquiere también gran relevancia dado que del 20 al 40% o más de los costos totales de tratamiento corresponden al manejo de los lodos primarios y secundarios. Por otra parte, los costos del manejo de los lodos drenados del tanque de aeración resulta también elevado ya que son altamente sensibles a la proporción de la purga.

La ecuación que describe el θ en términos de los lodos drenados de la recirculación nos puede proporcionar la siguiente expresión:

$$Q_p = \frac{V_t(SSLM)}{86400(\theta)(SSR)} - Q_e \frac{SSE}{SSR}$$

donde todos los términos ya son conocidos.

Si se incluyen los sólidos presentes en el sedimentador secundario la ecuación correspondiente será:

$$Q_p = \frac{V_t(SSLM)(1 + X)}{86400(\theta)(SSR)} - Q_e \frac{SSE}{SSR}$$

donde adicionalmente:

X, es la fracción estimada de lodos presentes en el sedimentador secundario que generalmente asume valores de 0.05 a 0.15.

Usualmente, θ es restringido entre 3 y 12 días; en consecuencia, aproximadamente de un tercio a un doceavo de la masa de lodos en el sistema debe ser drenado cada día. Al drenar la fracción correspondiente el sistema se mantendrá balanceado al haber una población microbial constante y, por consiguiente, el crecimiento biológico y la remoción del sustrato permanecerán estabilizados. Finalmente, el sistema de purga debe ser diseñado de modo que pueda manejar una capacidad de flujo entre 0 y 200% del gasto de purga.

Requerimiento de oxígeno

En principio, muchos valores fueron propuestos para los requerimientos de oxígeno; sin embargo, se han desarrollado ecuaciones para evaluarlos. En 1954, Eckenfelder y O'Connor postularon la siguiente:

$$r = 86.4A[Q(\Delta\text{DBO}_5)] + \frac{B}{1000}[Vt(\text{SSLW})]$$

donde;

r, es el requerimiento de oxígeno en Kg O₂/día.

A, representa la cantidad de oxígeno necesaria para la síntesis del sustrato en mg O₂/mg DBO₅.

B, representa la cantidad de oxígeno requerido para la respiración endógena en mg O₂/mg SSLW.día.

Los demás parámetros ya son conocidos.

Muchas investigaciones se han llevado a cabo para evaluar las constantes A y B, habiéndose encontrado los valores que resume el Cuadro III-2.

Más recientemente, Stensel y Shell realizaron una modificación

Autor	A	B
	mg O ₂ /mg DBO ₅	mg O ₂ /mg SSM.día
Eckenfelder y O'Connor	0.48	0.08
Logan y Budd	0.52	0.09
Quirk	0.53	0.15
Planta Hyperion, L.A.	0.705	0.049

Cuadro III-2 Valores obtenidos para las constantes A y B.
Fuente: Ref. 2.

a la ecuación anterior incorporando θ , obteniendo así la siguiente expresión:

$$r_o = \frac{85.4Q(ADBO)}{(1 + b)\theta} [A + Ab\theta + aB\theta]$$

donde:

r_o , es el requerimiento de oxígeno en Kg O₂/día.

Los parámetros restantes ya fueron definidos.

Una vez más, los coeficientes son determinados para un agua residual dada, la cantidad de oxígeno requerido para un sistema puede ser calculada para un θ de diseño. Los parámetros usados para desarrollar los coeficientes incluyen: el flujo influente al reactor, la concentración de lodos en la recirculación, el sustrato removido en el reactor, θ o la relación F/M y el tiempo de aeración.

En la Fig. III-28 se muestra gráficamente el requerimiento de oxígeno respecto al sustrato removido evaluado con la expresión de Stensel y Shell en relación a la proporción F/M. Los valores considerados para las constantes A y B corresponden a los expuestos en el Cuadro III-2.

De un análisis de la expresión modificada se puede concluir lo siguiente:

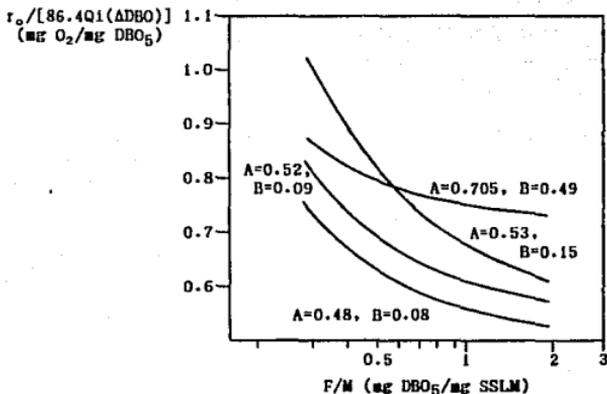


Fig. III-28 Requerimiento de oxígeno respecto al sustrato removido en función de la relación F/M para diferentes valores de A y B . Fuente: Ref. 2.

- 1° A medida que la remoción del sustrato se incrementa, los requerimientos de oxígeno aumentarán.
- 2° Conforme θ aumenta, también lo hará el requerimiento bruto de oxígeno.
- 3° Un incremento en el rendimiento de lodos significa que una cantidad adicional de oxígeno será requerida para una tasa de degradación celular dada, mientras que una masa mayor de células estará en residencia para un θ dado. Sin embargo, los requerimientos de oxígeno para la síntesis son más pequeños.

A medida que el tiempo de retención hidráulico disminuye y la remoción del sustrato permanece constante, el oxígeno tendrá que suministrarse a una tasa proporcionalmente más alta. Este factor está relacionado con la tasa de recirculación de lodos y las variaciones relativas al influente.

En la Fig. III-29 se muestran las curvas de diseño del requerimiento de oxígeno respecto al sustrato removido en función

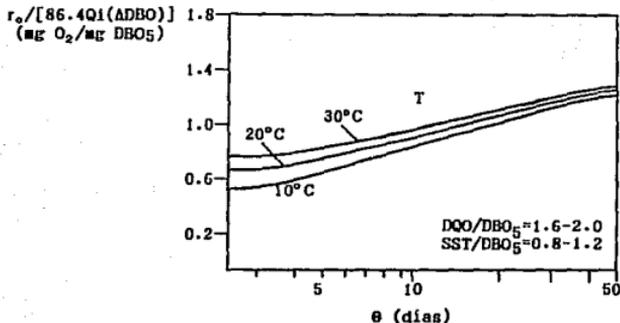


Fig. III-29 Requerimiento de oxígeno respecto al sustrato removido en un agua residual doméstica en función del tiempo de retención de sólidos y de la temperatura.

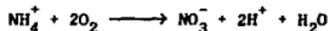
Fuente: Ref. 2.

de θ para 3 diferentes temperaturas. Los requerimientos desarrollados son para un agua residual doméstica con una proporción de DQO/DBO_5 de 1.6 a 2.0 y de SST/DBO_5 de 0.8 a 1.2.

En la práctica, para un sistema convencional para aguas residuales domésticas es considerado apropiado para garantizar un abastecimiento adecuado de oxígeno, un rango de 6 a 11.3 l de aire suministrado/l de agua residual.

La ecuación de Stensel y Shell también puede ser utilizada para determinar la demanda de oxígeno para la nitrificación, si ésta es considerada en el diseño. El oxígeno adicional requerido es sumado al especificado para la remoción de la DBO carbonosa.

La reacción global de la conversión del amoníaco es:



El requerimiento de oxígeno teórico para la nitrificación es de 4.6 $\text{mg O}_2/\text{mg NH}_4^+$ oxidado, valor que frecuentemente es empleado en el diseño.

Tiempo de retención hidráulico

Durante mucho tiempo el diseño del tanque para los sistemas de Lodos Activados se basó en la carga volumétrica de DBO_5 , en el tiempo de retención hidráulico y en el flujo de agua residual. Respecto al tiempo de retención hidráulico, éste fue considerado sin tomar en cuenta la recirculación y θ o la relación F/M de acuerdo a la expresión:

$$t = \frac{Vt}{3600Q1}$$

donde adicionalmente;

t, es el tiempo de retención hidráulico en h.

La práctica común subraya el uso de la relación F/M, de θ y de la concentración de SSLM; de éste modo, el diseño en base al tiempo de retención hidráulico estará representado por la siguiente ecuación:

$$t = \frac{24Y8(ADBO)}{SSLM}$$

donde los términos ya son conocidos.

Típicamente, los tiempos de retención en el proceso convencional están en el rango de 4 a 8 h. Los "Ten States Standards" sugieren un periodo de retención de 6 h para flujos mayores a 3800 m³/día y de 7.5 h para flujos dentro del rango de 750 a 3000 m³/día; dichos estándares fueron establecidos para niveles de SSLM de sólo 1500 a 2000 mg/l.

Modificaciones del Sistema Convencional

La experiencia obtenida con el sistema convencional de Lodos Activados ha conducido al desarrollo de modificaciones al mismo para superar las desventajas que presenta. Las modificaciones más

comunes se describen a continuación.

Aeración por Pasos

Denominada también como Aeración de Carga de Alimentación Distribuida o Aeración Escalonada, ésta modificación apareció como un intento para igualar la demanda y el suministro de oxígeno. En ella, el agua residual a tratar se distribuye en 2 o más puntos a lo largo del tanque de aeración (Fig. III-30). El resultado es una mayor igualación en la distribución del sustrato a los microorganismos, así como un efecto nivelador sobre la demanda de oxígeno.

El contenido de sólidos en la Aeración por Pasos puede ser mayor que en el proceso convencional, pudiendo así, manejar más fácilmente las cargas críticas y reducir el tiempo de retención de

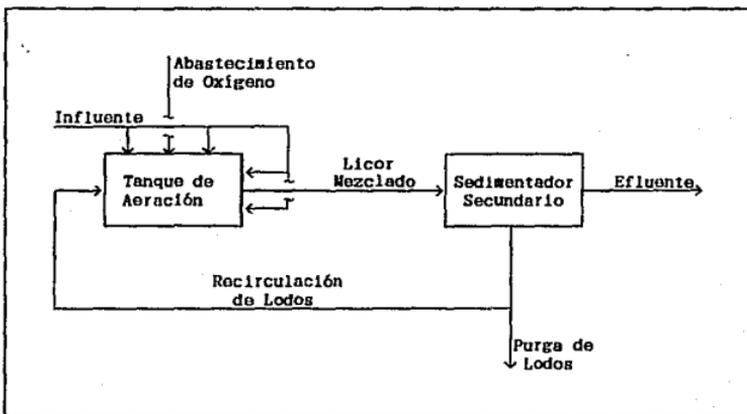


Fig. III-30 Diagrama de flujo del Sistema de Aeración por Pasos.
Fuente: Ref. 4.

los sólidos en el tanque de sedimentación secundaria.

Estabilización por Contacto

Esta modificación fue desarrollada aprovechando la gran capacidad sorbente de los flóculos. La sorción de la mayoría de los microorganismos se completa de 15 a 30 min y la estabilización de los materiales sorbidos usualmente ocurre en un intervalo de 5 a 7 h después del contacto inicial. Este proceso emplea 2 tanques separados: el tanque de contacto, donde ocurre el contacto y la sorción en un período aproximado de 20 a 40 min, a ésta unidad le sigue el sedimentador secundario cuyos sólidos concentrados se conducen al tanque de reaeración, donde la estabilización toma lugar y cuyo efluente constituye la recirculación de lodos (Fig. III-31). La razón de peso que da ventaja a éste proceso sobre el

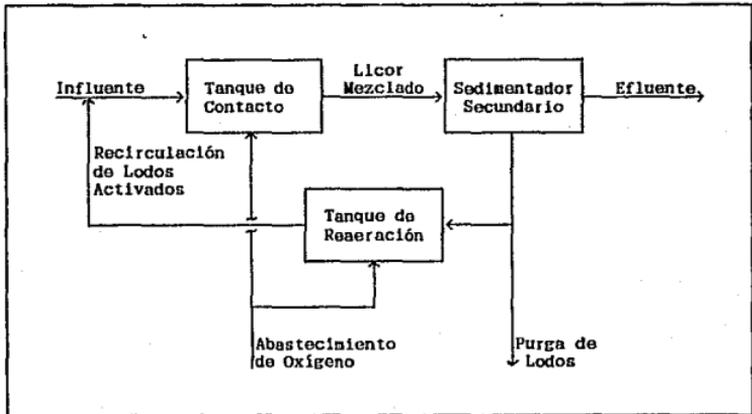


Fig. III-31 Diagrama de flujo del Sistema de Estabilización por Contacto.
Fuente: Ref. 4.

convencional es la considerable economía en el tanque requerido para la misma carga.

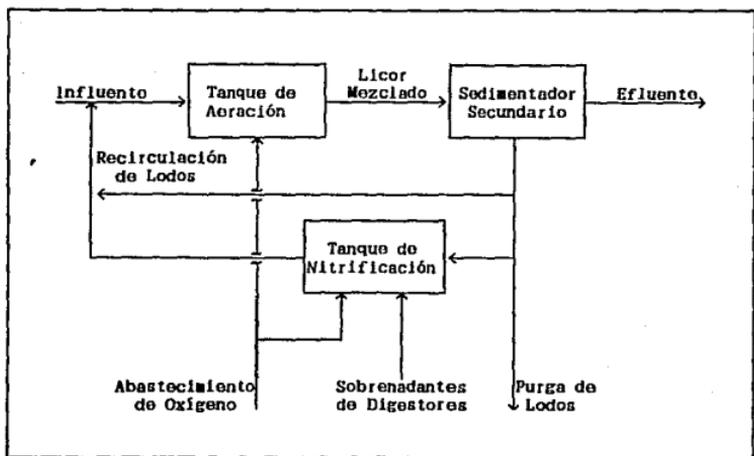


Fig. III-32 Diagrama de flujo del Proceso Kraus.
Fuente: Ref. 4.

Proceso Kraus

Fue desarrollado para coadyuvar al control del índice de lodos y prevenir el esponjamiento en un sistema receptor de fuertes cargas orgánicas de fuentes industriales. El proceso involucra la aeración de un 10 a un 15% de la recirculación de lodos con una mezcla de sobrenadantes de digestores aerobios y anaerobios en un tanque separado (Fig. III-32). La mezcla aerada resultante es nitrificada convenientemente con sólidos de excepcional sedimentabilidad. La adición de dicha mezcla al retorno de lodos tiene 2 propósitos:

- 1° Aumentar el peso de los lodos activados sirviendo ello como controlador del índice de lodos.
- 2° Los nitratos presentes ayudan a mantener condiciones aerobias en el tanque de aeración bajo las fuertes cargas orgánicas impuestas, en particular cuando los lodos se mezclan inicialmente con el agua residual sedimentada.

Proceso Hatfield

Emplea el mismo principio que el Kraus, excepto que la corriente íntegra del retorno de lodos es reaerada en presencia del sobrenadante de la digestión anaerobia y/o de los lodos digeridos. Este proceso ofrece las mismas ventajas que el Kraus.

Sistema Completamente Mezclado

En éste tipo de sistemas, el agua residual influente es mezclada a través de todo el tanque de aeración. Las concentraciones de sólidos y de sustrato remanente son las mismas en cualquier punto del tanque y en el efluente del mismo. Un sistema de ésta clase se aproxima a las condiciones ideales del estado estacionario, así las fluctuaciones en el tanque de aeración no existen. Además, permite un control estricto del mismo y una predicción precisa de cómo responderá a las variaciones en el influente. A medida que las condiciones se aproximan hacia el régimen estacionario, los cambios en la relación F/N se reducen y no son tan severos como en otros procesos. Por otro lado, los microorganismos en el sistema no tienen que adaptarse continuamente a las diferentes condiciones dentro del tanque de aeración. De éste modo, el número y el tipo de especies de la población microbiana se mantienen en un nivel más constante.

En adición a lo observado, una ventaja importante en ésta clase de sistemas es que cualquier carga crítica o residuo tóxico, dentro de ciertos límites, puede ser soportado siendo diluido

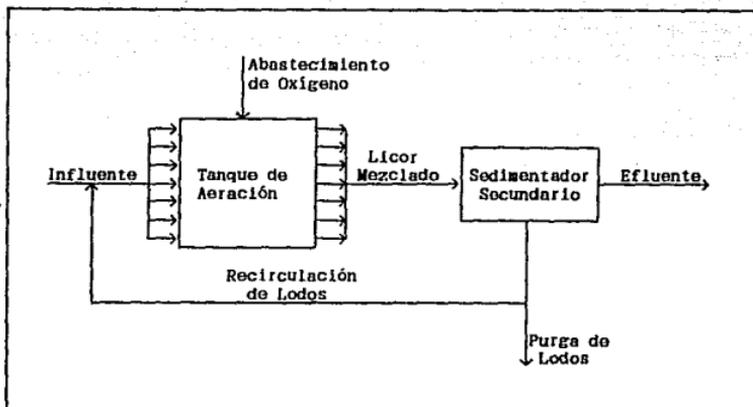


Fig. III-34 Diagrama de flujo del Sistema Completamente Mezclado.
Fuente: Ref. 4.

de inmediato en el reactor.

La Fig. III-34 ilustra el diagrama de flujo correspondiente.

Sistema de Alta Tasa

Denominado también como Sistema Modificado, ésta versión opera dentro de la fase de crecimiento logarítmico de la curva ideal de crecimiento representada en la Fig. III-17. Las bacterias crecen rápidamente usando el oxígeno y el alimento en cantidad proporcional a su crecimiento. Ya que hay un exceso de alimento para la cantidad de masa activa presente en el sistema no se tiene un efluente muy depurado y, por ende, las concentraciones de DBO y SS en éste son apreciablemente más altas que en los efluentes de otros sistemas de tratamiento de Lodos Activados. Normalmente, ésta modificación es usada cuando no se requiere de una alta calidad en el efluente.

El proceso de tratamiento completo se efectúa en un período de 2 a 3 h y cuenta con recirculación de lodos, la cual ayuda a la floculación y actúa como semilla del cultivo. El diagrama de flujo correspondiente es similar al del sistema convencional.

Aeración Extendida

Este proceso emplea el mismo esquema de flujo que el proceso convencional, pero se caracteriza por manejar un tiempo de retención mayor en el tanque de aeración. El proceso opera en la fase endógena de crecimiento en la cual no hay suficiente alimento para mantener a todos los microorganismos presentes, los que en consecuencia compiten muy activamente por el alimento remanente empleando también su propia estructura celular como fuente de energía. Dicha fase altamente competitiva y autodestructiva dá por resultado un efluente de calidad excelente con baja producción de lodos. Las principales desventajas de éste tipo de sistemas radican en los grandes requerimientos de oxígeno y de capacidad en el tanque reactor necesarios para los largos periodos de retención.

Sistema con Oxígeno Puro

Estos sistemas emplean oxígeno de alta pureza en sustitución del aire. Los principales beneficios radican en una reducción de la energía requerida para la disolución del oxígeno en el agua residual y del tiempo de retención de la misma, así como un mejoramiento en la biocinética de los lodos y posiblemente en la sedimentabilidad de los mismos. Sin embargo, la calidad del efluente, la producción de lodos o la tasa de remoción de la DBO_5 pueden ser similares a las obtenidas mediante un sistema convencional que utiliza aire atmosférico, si éste está bien diseñado y opera apropiadamente.

El diagrama de flujo representativo es similar al del sistema convencional y el diseño global para la remoción carbonosa puede

ser efectuado a través de los fundamentos y consideraciones hechas para tal. Aunque el abastecimiento de oxígeno puede hacerse básicamente de 2 maneras: una es mezclándolo con el flujo de agua residual; mientras que la otra consiste en el suministro del gas a un reactor cerrado, en donde mediante sistemas de mezclado se disuelve el oxígeno absorbido de la fase gaseosa. En éste último caso, la alimentación de oxígeno podrá ser controlada manteniendo una presión constante en el tanque.

Sistema de Multietapas

En el tratamiento de aguas residuales domésticas normales raramente será necesario el uso de más de una etapa para lograr una remoción de DBO_5 carbonosa superior al 90%. En cambio, con aguas residuales domésticas fuertes, el empleo de un tratamiento multietápico puede ser benéfico produciendo un efluente de mejor calidad al que podría obtenerse utilizando el mismo volumen del reactor en un sistema de etapa simple.

Los sistemas multietápicos han sido propuestos más frecuentemente para cuando se quieren altos grados de nitrificación y desnitrificación. Ahora bien, la aplicación de un pretratamiento químico para reducir la DBO de la alimentación aminora la necesidad de usar tales sistemas para lograr la nitrificación.

En el sistema de 2 etapas, la primera tiene la finalidad de llevar a cabo la remoción de la demanda carbonosa en un periodo de retención corto mediante un sistema de Alta Tasa, el cual removerá del 80 al 90% de la materia carbonosa. La remoción de la materia carbonosa remanente y la conversión del nitrógeno reducido a nitrato ocurrirá en la segunda etapa. Una ventaja potencial del sistema mencionado en relación a la nitrificación es el volumen reducido del reactor. En la primera fase, las condiciones son optimizadas para la remoción carbonosa mientras que en la segunda se optimiza el desarrollo de la población nitrificante. Las desventajas en éste sistema opcional radican en la disposición de una mayor cantidad de lodos de desecho y un incremento en los

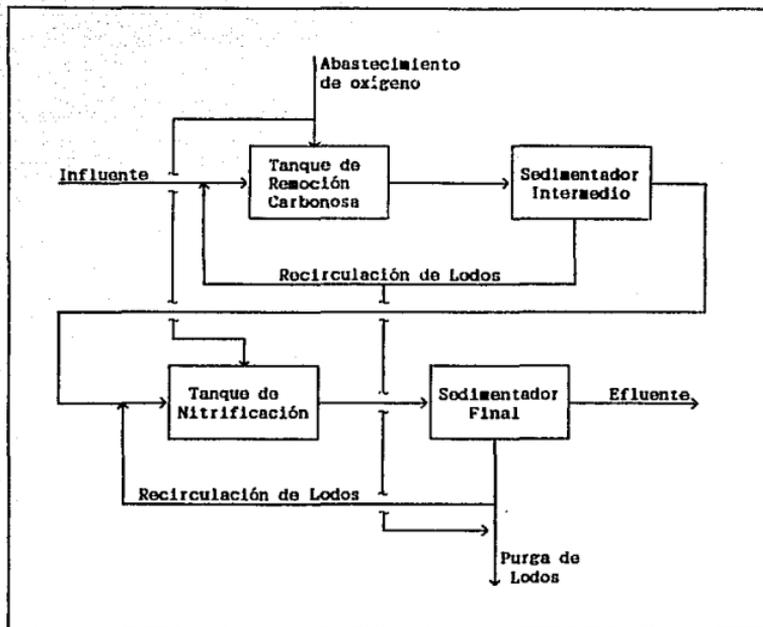


Fig. III-35 Diagrama de flujo de un sistema para remoción carbonosa y nitrificación en 2 etapas.
Fuente: Ref. 2.

costos al requerirse tanques reactores separados, una unidad adicional de clarificación y posiblemente los inherentes al control del pH.

En la Fig. III-35 se muestra un diagrama de flujo de un sistema de doble etapa para remoción carbonosa y nitrificación. En éste caso, la clarificación primaria puede o no ser necesaria. En la clarificación intermedia, la carga hidráulica superficial es mayor en algunas ocasiones a la de la unidad de sedimentación

final; intencionadamente, la pérdida viable de lodos en la primera etapa incurrirá en un beneficio para la segunda.

Un sistema triple comprende, además de lo concerniente al sistema doble, una etapa adicional posterior a la de nitrificación en la cual se lleva a cabo el proceso de desnitrificación; dicho agregado consiste también de un tanque reactor con su respectiva unidad de clarificación. Esta tercera etapa requiere de una fuente externa de carbono y para éste propósito el metanol ha sido usado preferentemente. Es necesaria también una unidad de aeración con un tiempo de retención corto, después de la etapa de la desnitrificación, para remover cualquier residuo de nitrógeno gaseoso y materia orgánica remanente o producida durante ésta última fase. La presencia de nitrógeno gaseoso trae consigo una pobre sedimentabilidad de los lodos en la unidad de clarificación final.

Más recientemente, se han desarrollado los sistemas de Desnitrificación y Nitrificación Integradas. En ellos, la desnitrificación toma lugar en una primera etapa y en la siguiente se realiza la remoción carbonosa y la nitrificación, existiendo una unidad de sedimentación solamente para el efluente de la segunda etapa. En éste caso, la fuente de carbono para la desnitrificación es la materia orgánica presente en el agua residual. Asimismo, se han desarrollado otras variantes donde alternativa y distintamente se combinan los procesos de nitrificación, desnitrificación y remoción carbonosa para lograr una remoción efectiva y ventajosa del nitrógeno. Obviamente, la efectividad y complejidad de tales sistemas se ve reflejada tanto en los costos fijos como en los de operación.

Como un resumen comparativo se presentan en el Cuadro III-3 los parámetros comunes de diseño y las principales características de operación del Sistema Convencional de Lodos Activados y algunas de sus modificaciones de etapa simple.

Tipo de Proceso	Carga		θ (días)	SSLW* (mg/l)	Remoción de DBO ₅ (%)	Tasa de Recirculación de Lodos (XQ1)	Lodos de Purga (mgSSLW/mgDBO ₅ rem.)	Tiempo de Aeración (h)	Requerimiento de Oxígeno**		Ocurrencia de la Nitrificación
	F/M	kgDBO ₅ /m ³ .día @SSLW=3000mg/l							(mgO ₂ /mgDBO ₅ rem.)	(mgO ₂ /mSSLW.h)	
	(mgDBO ₅ /mSSLW.día)										
Convencional	0.15-0.4 0.25-0.5L	0.32-0.96 0.32-0.64L	4-8 5-15L	1500-4000 1500-3000L	90-95 -	30-100 25-50L	0.4-0.6 -	4-8 4-8L	0.8-1.1§ -	7-15 -	Posible -
Aeración por Pasos	0.25-0.5L	0.64-0.96L	5-15L	2000-3000L	-	25-75L	-	3-5L	-	-	-
Estabilización por Contacto	0.15-0.5 0.25-0.75L	0.48-1.12 0.48-1.20L	3-10 5-15L	-	85-95 -	25-75 50-150L	0.4-0.6 -	- -	0.8-1.1 -	- -	Posible -
Contacto	0.5-2.0 -	1.44-2.88 -	- -	2000-4000 1000-4000L	85-95 -	50-100 -	- -	1-3 0.5-1.5L	0.4-0.6 -	20-30 -	No -
Estabilización	- -	- -	- -	6000-10000 4000-10000L	- -	- -	- -	3-6 -	0.3-0.5 -	10-30 -	Posible -
Completamente Mezclado	0.25-0.75L	0.80-1.92L	5-15L	3000-6000L	-	25-100L	-	3-5L	-	-	-
Alta Tasa	0.4-1.0	1.12-2.88	2-4	3000-5000	85-90	30-100	0.5-0.7	2-4	0.7-0.9	15-25	No
Aeración Extendida	50.05 0.05-0.15L	0.16-0.24 0.16-0.24L	≥30 20-30L	2000-6000 2000-6000L	≥90 -	100-300 50-200L	0.15-0.3	16-24 24L	1.4-1.6§ -	3-8 -	SI -
Sistema con Oxígeno Puro	0.41-1.25L	1.60-4.0L	8-20L	4000-8000L	-	25-50L	-	2-5L	-	-	-
Nitrificación en Etapa Simple	0.05-0.15	0.16-0.48	10-15	3000-6000	≥95	30-100	0.15-0.3	6-12	1.1-1.5	3-8	SI

* SSLW=0.8-SSVLM

** Densidad del O₂ @ 0°C y 760 mmHg: 1.429 g/l.

§ Oxígeno adicional que debe ser adicionado si la nitrificación toma lugar.

Fuente: Refs. 2, 3(L).

Cuadro III-3 Resumen comparativo de los parámetros comunes de diseño y las principales características de operación del Sistema Convencional de Lodos Activados y de algunas de sus modificaciones de etapa simple.

SISTEMA DE CONTACTOR BIOLÓGICO

El Sistema de Contactor Biológico es un proceso de depuración de aguas residuales comúnmente empleado como tratamiento secundario. Fue concebido inicialmente por Weigand en Alemania hacia el año de 1900; sin embargo, la construcción de unidades se comenzó después de 1930. A partir de la década de los 60's, las primeras instalaciones comerciales entraron en operación en Europa.

El uso de éste sistema se extendió rápidamente en aquél continente gracias a la simplicidad en su operación y al bajo consumo de energía. En los Estados Unidos, el uso a nivel comercial de éste sistema se inició en 1969.

El aspecto de más relevancia en la evolución del proceso en cuestión ha sido sin duda, el medio para la fijación de los organismos. Primeramente, la madera se empleo para su construcción.

Hacia 1950, los medios plásticos fueron probados e introducidos por Hartman y Popel de la Universidad de Stuttgart. Por aquél entonces, también comenzó a usarse el poliestireno. Recientemente, la innovación de mayor importancia fue introducida por Autotrol en 1972 y consiste en la utilización de un medio a base de placas corrugadas fabricadas en polietileno.

Descripción del Sistema

Este método de tratamiento biológico es de tipo pellicular, en el cual el agua residual se hace pasar a través de un tanque donde se encuentra parcialmente sumergido un medio plástico rotatorio que proporciona una superficie para la adhesión y el crecimiento de los microorganismos responsables de la degradación de los materiales orgánicos presentes. El medio se hace girar lentamente permitiendo que parte de la biomasa permanezca en contacto con el aire durante un intervalo de tiempo y se obtenga así, el oxígeno que requiere para efectuar la degradación.

Las fuerzas cortantes ejercidas sobre el crecimiento biológico cuando el medio pasa a través del licor, ocasionan que la biomasa

excedente se desprenda; hecho que permite mantener una población constante, ya que las tasas de crecimiento biológico y de desprendimiento de la biomasa se equilibran dinámicamente. Además, la eliminación del crecimiento excedente previene automáticamente la obstrucción del medio de sostén. La acción mezcladora de la rotación de dicho medio mantiene a los sólidos desprendidos en suspensión, los que recorren subsecuentemente cada etapa del reactor y el mismo flujo de agua residual tratada los extrae de la unidad.

Generalmente, el agua residual fluye a través del proceso sólo una vez siendo innecesaria la recirculación del efluente, y ya que la biomasa fijada crece continuamente, tampoco se requiere de un reciclado de lodos. El efluente del reactor pasa posteriormente a un sedimentador secundario donde son separados los sólidos suspendidos del agua residual tratada. La Fig. III-36 representa el diagrama de flujo correspondiente al sistema mencionado.

Mediante éste tipo de sistemas es posible lograr una calidad en el efluente similar a la que podría obtenerse con un Sistema de Lodos Activados diseñado y operado apropiadamente. Colocando varias

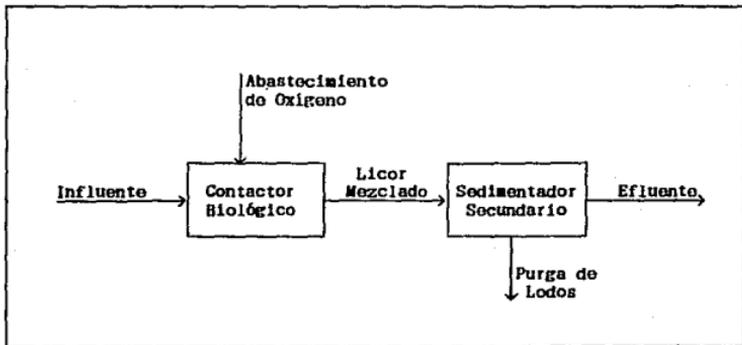


Fig. III-36 Diagrama de flujo del Sistema de Contactor Biológico.

etapas en serie es posible lograr un grado de tratamiento constante y superior, inclusive la conversión biológica del amoníaco a nitrato. En cuanto a la remoción de fosfatos, puede variar de 0 al 20% y es factible aumentarla sustancialmente por la adición de agentes químicos en la clarificación primaria o en el reactor. De cualquier modo, la alcalinidad y el pH deben ser aceptables para una remoción efectiva.

Por sus características de construcción modular, pérdidas bajas de carga hidráulica y requerimientos de excavación poco profundos para su instalación, el Sistema de Contactor Biológico permite que sea usado fácilmente en instalaciones nuevas, así como en ampliaciones de plantas ya existentes. La variedad de opciones para un arreglo es amplia dependiendo del nivel de tratamiento requerido.

Instalaciones Básicas

Como se observa en el diagrama de flujo, el sistema en cuestión está integrado por 2 etapas fundamentales: el contactor biológico y el tanque de sedimentación secundaria, las que a continuación se describen.

Contactor biológico

Aquí es donde se lleva a cabo la biodegradación de los materiales removibles y consiste en un tanque que proporciona un tiempo de retención al agua residual y contiene al medio en el que se desarrolla la comunidad microorgánica. El medio rotatorio está compuesto por módulos integrados por una serie de discos delgados colocados uno tras otro o de cilindros laminares superpuestos concéntricamente. Por lo común, se fabrican de placas corrugadas de polietileno de alta densidad o de poliestireno y se ensamblan térmicamente en un eje dispuesto en forma horizontal dejando espacios pequeños entre ellos que permitirán el paso del agua

residual y del aire. El carácter corrugado a través de diversas configuraciones tiene la finalidad de procurar una mayor área superficial. El medio se encuentra sumergido parcialmente en el fluido del tanque, el área superficial que permanece inmersa es aproximadamente de un 40% en los contactores típicos y de un 60% en los contactores flotantes; de éste modo, al hacerlo rotar el medio estará alternativamente en contacto con el agua y el aire. En síntesis, las funciones fundamentales del medio rotatorio son:

- 1° Proveer un área superficial para el desarrollo de un gran cultivo biológico fijo.
- 2° Proporcionar un contacto vigoroso entre el crecimiento biológico y el agua residual.
- 3° Dar una aeración eficiente al agua residual.
- 4° Permitir un desprendimiento continuo de la biomasa excedente.
- 5° Agitar el licor para eliminar los sólidos en suspensión.

La disposición del conjunto modular se hace en varias etapas dependiendo del nivel de tratamiento requerido. Usualmente, cada una de ellas se divide mediante mamparas de diversos tipos. El propósito de ésta separación es maximizar la eficiencia del área superficial dada a las mismas. La distribución del flujo en la unidad tanto al inicio como de una etapa a otra no es de gran significado, ya que la velocidad rotacional del reactor y la turbulencia local son sensiblemente mayores comparados con la velocidad del flujo del agua residual, así el mezclado es prácticamente completo. En lo que se refiere a la rotación del medio, ésta se lleva a cabo electromecánicamente a velocidades bajas. Sobre esto, es importante señalar que los contactores flotantes emplean un eje hueco que le imprime una fuerza boyante suficiente que materialmente hace flotar al medio, reduciendo hasta un 100% la carga de apoyo del mismo. Esta condición permite que la potencia requerida para el movimiento de rotación sea hasta de un 25% menos que en los contactores convencionales. Las Figs. III-37 y 38 ilustran 2 tipos de contactores biológicos.

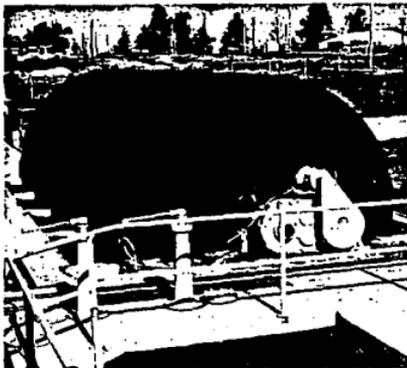


Fig. III-37 Contactor Biológico Convencional.
Fuente: Ref. 18.

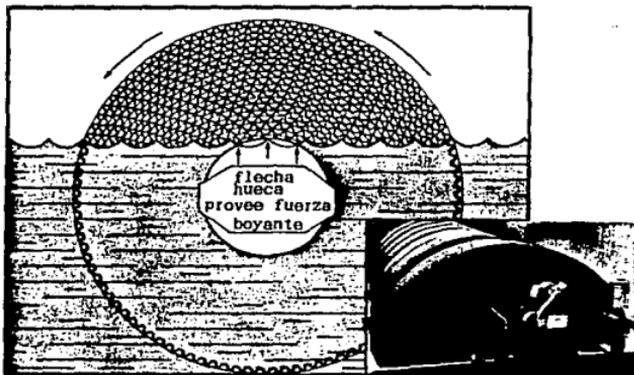


Fig. III-38 Contactor Biológico Flotante.
Fuente: Ref. 19.

Tanque de sedimentación secundaria

Esta unidad es esencial en el proceso, ya que mediante ella podrá obtenerse el efluente tratado clarificado al separarse los sólidos suspendidos producidos y eliminados en el contactor.

Por lo general, la producción de sólidos en el proceso biológico que ahora se trata es de 0.4 a 0.5 kg/kg DBO₅ removida y el efluente generado contiene una concentración de SS de 50 a 150 mg/l, por lo que la carga de sólidos en el sedimentador secundario es bastante baja. Consecuentemente, el espesor de la capa lodosa producida en el fondo no es significativa y el tanque puede ser relativamente poco profundo.

En relación a la eliminación de los sólidos sedimentados es más ventajoso el empleo de colectores mecánicos simples que los medios que operan por succión o por sifón, dado que éstos últimos pueden producir dilución de los lodos y dicha condición es innecesaria e inconveniente para su manejo y disposición final.

Mecanismos de la Remoción de la Materia Biodegradable

Los organismos presentes naturalmente en el agua residual se adhieren a la superficie del medio rotatorio y se multiplican hasta que en 1 o 2 semanas aproximadamente después del arranque la cubren totalmente, formando una biomasa de 1 a 4 mm de espesor que contiene de 50 000 a 100 000 mg/l de SS. Al estar el medio parcialmente sumergido, durante la rotación lleva continuamente un área expuesta al aire en la que una película de agua residual escurre sobre la biomasa adherida y absorbe oxígeno del aire. Así, la comunidad microorgánica remueve entonces tanto el oxígeno disuelto como los residuos biodegradables de la película acuosa. Además, el oxígeno que porta la película también se mezcla con el fluido contenido en el tanque reactor, lo cual permite mantener una cierta concentración de dicho gas en el mismo licor.

A medida que el agua residual pasa de una etapa a otra se incrementa progresivamente el grado de tratamiento y el cultivo en

cada sección se adapta conforme cambia la carga en el agua residual a través de ellas.

Factores que afectan el Diseño y la Operación

Básicamente, los factores que afectan tanto el diseño como la operación del Sistema de Contactor Biológico son los mismos que para otros procesos de naturaleza biótica. Los requerimientos de calidad del agua tratada por éste método condicionarán las características del diseño y de la operación del proceso, las cuales están encaminadas primordialmente al mantenimiento de un ambiente propicio para los microorganismos y el aprovisionamiento de un área superficial suficiente para el desarrollo del cultivo.

Flujo y Carga orgánica

El proceso en estudio exhibe una cinética de primer orden para la remoción de DBO carbonosa, la oxidación del amoníaco y la remoción de la demanda de oxígeno última. Esto significa que a una carga hidráulica específica, un porcentaje particular de remoción de DBO ocurrirá independientemente de la carga orgánica.

La gran variedad de sólidos biológicos mantenidos en la superficie rotatoria permite que un amplio rango de flujo de agua residual pueda ser tratado efectivamente sin pérdidas sustanciales en el cultivo, ni trastornos significativos en el sistema. Solamente bajo eventuales cargas orgánicas altas y prolongadas pueden dar como resultado una reducción en la capacidad de remoción de la DBO y una alteración en las características de sedimentación de los sólidos. Por lo tanto, la implementación de éste tipo de sistemas no requiere la inclusión de unidades igualadoras a menos que las variaciones de flujo sean extraordinarias.

Como fue mencionado anteriormente, el nivel de tratamiento se incrementa progresivamente a medida que el agua residual pasa por cada una de las etapas que integran el reactor y a la vez, la

comunidad microorgánica desarrollada en cada cual depende de los cambios que vayan suciéndose en el fluido. En las etapas iniciales, las cuales reciben la más alta concentración de materia orgánica, se desarrollan preferentemente bacterias filamentosas y no filamentosas; mientras que en las etapas subsecuentes, conforme disminuye la concentración de materia removible van predominando las bacterias nitrificantes y diversas formas de vida superior que incluyen especies protozoarias y metazoarias, así como otros predadores.

Desechos tóxicos e inhibitorios

Dada la naturaleza del proceso, también es susceptible a los residuos tóxicos e inhibidores. Prácticamente, las mismas sustancias que inciden negativamente a los lodos activados lo hacen también en el Sistema de Contactor Biológico. La acción de tales materiales puede ocasionar la pérdida parcial o total de la biomasa. Si no es posible la eliminación de dichos residuos del agua influente, el uso de unidades de igualación aeradas o un cambio en la configuración de las etapas del reactor podría amortiguar el efecto nocivo. De cualquier manera, una concentración uniforme de tales contaminantes permitirán probablemente una respuesta favorable, si el cultivo puede aclimatarse.

En particular, el pH dentro de un rango de 6 a 8.5 generalmente no causará problemas a la biomasa. Las variaciones ocasionales en las que éste parámetro disminuya por abajo de 5 o se incremente por encima de 10.5 podrán causar pérdidas en la biopelícula. En tales casos, es conveniente considerar la implementación de medios económicos de neutralización para ejercer un control del pH. En el caso de la nitrificación, ésta se ve también influida por el pH en conjunción con la alcalinidad. Los valores requeridos deben ser tan cercanos como sea posible a 8.4 de pH y a una concentración de amoníaco 7.1 veces mayor a la de la alcalinidad en el agua residual. Estas características son suficientes para completar la reacción de conversión del nitrógeno

sin que se alteren las condiciones de los microorganismos.

Por otra parte, las aguas residuales sépticas y/o las aguas con un alto contenido de sulfuro de hidrógeno y las sobrecargas en la primera etapa del reactor pueden inducir el desarrollo y predominio de ciertos organismos filamentosos (posiblemente *Thrix* o *Beggiatoa*) que hacen que la biomasa adopte una coloración blanquesina y se reduzca el funcionamiento efectivo del sistema, lo cual no es inusual¹¹. En el caso de las aguas sépticas y/o sulfurosas debe considerarse una preaeración del influente o la adición de químicos para incrementar la cantidad de materiales oxidados. El nivel de aeración estará determinado por la proporción de residuos oxidados y reducidos, así como por el pH; en tanto que la cuantificación de la dosis de químicos debe hacerse mediante pruebas de ensayo y error¹². Para las sobrecargas se estima conveniente el aprovisionamiento de una mayor área superficial en la primera etapa del contactor.

Nutrientes

El balance de nutrientes necesario es similar al que corresponde para lodos activados, es decir, una relación de $\text{DBO}_5:\text{N}:\text{P}$ de 100:5:1.

Sólidos suspendidos

La concentración de sólidos suspendidos en el agua residual influente es un importante factor que debe ser considerado, ya que puede incrementarse paulatinamente en el reactor y llegar a

11 En las etapas donde se lleva a cabo la remoción carbonosa, la biomasa adquiere una textura lanuda que comúnmente es de color gris; mientras que en las de nitrificación es más delgada, menos lanuda y de color café.

12 Los agentes usados con frecuencia son el peróxido de hidrógeno y el nitrato de sodio.

obstruir el medio rotatorio. Por otro lado, la acumulación de SSV puede ocasionar malos olores y un deterioro en el funcionamiento global del proceso. En consecuencia, es fundamental valorar el requerimiento de la sedimentación primaria.

Temperatura

La temperatura afecta el funcionamiento del Sistema de Contactor Biológico tal y como sucede en otros procesos de tratamiento biótico.

En relación a la temperatura del agua residual, en el rango de 13 a 32°C no se manifiestan efectos adversos pero al decrecer por debajo del valor mínimo de dicho intervalo, la eficiencia de tratamiento se ve disminuida.

Por lo que respecta al clima, las condiciones extremas generalmente producen pérdidas en la biomasa y para evitar tales circunstancias, la unidad debe contar con una cubierta protectora.

La temperatura del ambiente bajo la cubierta debe ser aproximadamente a la del agua residual y el calentamiento del agua o la ventilación forzada no son necesarios. En éste último aspecto, las ventanillas o respiraderos simples son suficientes para una adecuada ventilación. En relación a la cubierta, ésta debe ser de un material anticorrosivo; los plásticos moldeados con o sin aislante térmico, además de resultar ideales por su funcionalidad, son económicamente accesibles.

La capacidad de sedimentabilidad de los lodos procedentes del reactor podría verse afectada a bajas temperaturas; no obstante, éste problema no es muy significativo comparado con el producido en el Sistema de Lodos Activados ya que la carga de lodos que se maneja es menor.

Oxígeno disuelto

El contenido de oxígeno disuelto en el licor mezclado del

reactor está en función de la rotación del medio, dado que con ésta se lleva a cabo la aeración del agua residual mediante un escurrimiento pelicular continuo de la misma sobre la biomasa expuesta al aire y, a su vez, dicho movimiento permite mezclar cabalmente el licor contenido en la unidad para mantener un ambiente aerobio en olla. Por supuesto, la deficiencia de oxígeno se podrá traducir en un deterioro en el funcionamiento del sistema en vista de que se propiciarían condiciones anaerobias impropias para una remoción eficaz.

La concentración de oxígeno en el licor mezclado variará de una etapa a otra. En un diseño para la remoción carbonosa normalmente será de 0.5 a 1 mg/l en la primera etapa. Dicho valor se incrementará gradualmente de 1 hasta 3 mg/l en la última etapa.

En cambio, en los sistemas nitrificantes la concentración en la primera etapa será frecuentemente de 2 a 3 mg/l mientras que en la última alcanzará de 4 a 8 mg/l.

Criterios de Diseño

El diseño de éste tipo de sistemas está basado en el área superficial del medio y el porcentaje de remoción de la DBO_5 y/o del amoníaco. El criterio primario lo constituye la carga hidráulica y no la carga orgánica como se usa frecuentemente en los diseños de los Sistemas de Lodos Activados y Filtro Rociador.

Prácticamente, la evaluación de la cinética del proceso usando la tasa de remoción por unidad de masa (DBO/SS) no es posible a causa de la dificultad que representa la determinación de la cantidad de biomasa en el sistema y a que tampoco existe un medio de control de dicha cantidad. Lo último, en virtud de que la cantidad y el tipo de biomasa que se desarrolla en las diferentes etapas de la unidad depende del grado de tratamiento que vaya alcanzando el agua residual a su paso por cada una de las mismas. Se ha encontrado que la relación alimento-microorganismos es aproximadamente equivalente a la de un Sistema de Lodos Activados; sin embargo, éste criterio no constituye una base de diseño por lo mencionado anteriormente.

En relación a la edad de los lodos se ha observado que es excepcionalmente grande, por lo que éste punto de referencia tampoco es empleado como una base de diseño.

Carga hidráulica superficial

La carga hidráulica superficial es un acceso empírico para el diseño y de fácil uso pero su importancia radica en la proporción de resultados aceptables y reproducibles. Está referida al área superficial cubierta por el crecimiento biológico, en consecuencia, el diseño y la selección del equipo para cualquier agua residual está en función de los requerimientos de área superficial.

La carga hidráulica de diseño para una unidad empleada como tratamiento secundario para producir un efluente que contenga concentraciones de DBO_5 y SS de 15 a 30 mg/l cada uno, varía de 0.08 a 0.16 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$. En tanto que para producir alguno con valores de DBO_5 y SS de 7 a 15 mg/l cada cual, la tasa fluctuará de 0.03 a 0.08 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$. La carga precisa para la nitrificación depende de las concentraciones de DBO y amoníaco del influente, pudiéndose obtener en el efluente concentraciones de amoníaco de 1 mg/l o menos.

En la Fig. III-39 se muestra la concentración de DBO soluble en el efluente en función de la carga hidráulica superficial necesaria para diferentes concentraciones de DBO soluble en el influente. Tales curvas son propias de un agua residual a 13°C y las cargas hidráulicas son para un sistema de 4 etapas en la unidad del contactor. Y la Fig. III-40 representa el porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal en función de la carga hidráulica superficial y de las concentraciones de amoníaco y DBO_5 en el agua residual influente. En éste caso, las curvas corresponden a un agua residual con una temperatura mayor a 13°C.

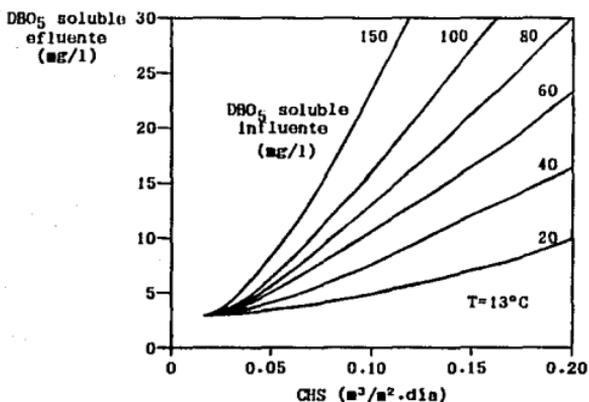


Fig. III-39 Concentración de DBO₅ soluble del efluente en función de la carga hidráulica superficial para diferentes concentraciones de DBO₅ soluble en el agua residual influente a 13°C.
Fuente: Ref. 3.

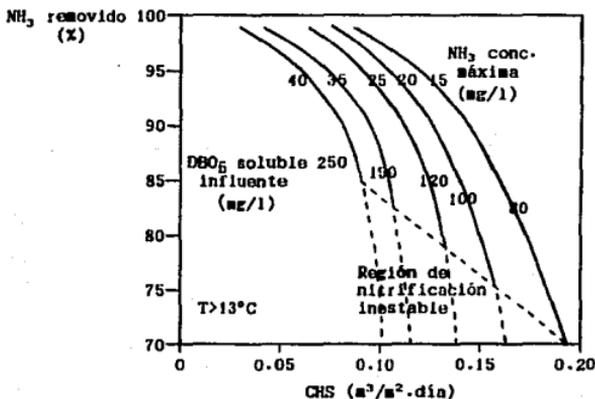


Fig. III-40 Remoción del nitrógeno amoniacal en función de la carga hidráulica superficial y de las concentraciones de NH₃ y DBO₅ soluble en el agua residual a más de 13°C.
Fuente: Ref. 3.

Velocidad rotacional

La velocidad rotacional es también un importante criterio de diseño porque influye en diversas formas sobre el tratamiento de las aguas residuales. Gracias a ella se obtiene el contacto entre la biomasa y el agua residual, la aeración de las mismas y la energía para mezclar cabalmente el licor en cada etapa; y al incrementarse aumenta el efecto de cada uno de éstos factores. Sin embargo, hay una velocidad óptima sobre la cual un aumento considerable de tales efectos no incrementa más el nivel de tratamiento. El valor óptimo depende de la concentración de la DBO en el agua residual siendo más alto para los residuos industriales concentrados y más bajo para las aguas residuales domésticas; además, disminuye en cada etapa a medida que la concentración de la DBO desciende en cada una de ellas.

Ensayos para diferentes diámetros del medio indican que una velocidad periférica fija puede ser usada para determinar la velocidad rotacional requerida para cualquier diámetro. Se ha encontrado que la velocidad periférica óptima para aguas residuales domésticas cuando todas las etapas rotan a la misma velocidad es de 0.3 m/seg y es válida tanto para la remoción de la DBO carbonosa como para la nitrificación.

Cabe señalar también que en el tratamiento de residuos industriales existe un límite máximo práctico de velocidad, dado que la energía requerida para mover el medio aumenta exponencialmente conforme la velocidad del mismo se incrementa.

La facultad para mantener fijo un gran cultivo biológico no es un factor en la selección de la velocidad rotacional. Pruebas en plantas piloto han demostrado que no hay pérdida de la biomasa a velocidades muy superiores a los límites prácticos en base al consumo de energía (1.5 a 2 m/seg). En relación a la dirección de la rotación del medio, ésta no produce efectos sobre la eficiencia de remoción por lo que tampoco es un factor selectivo de la velocidad.

Tiempo de retención hidráulico

A una carga hidráulica dada, el agua residual tiene un tiempo de retención que depende de la fracción hueca del medio y del tamaño del tanque que lo contiene. El incremento de uno u otro, o de ambos factores, aumenta la cantidad de agua residual contenida en la unidad haciendo que el tiempo de retención crezca y mejore el funcionamiento. Pruebas de diversas fracciones huecas del medio y diferentes tamaños del tanque han mostrado que hay un volumen óptimo del tanque que maximiza la capacidad de tratamiento de la superficie cubierta por el crecimiento. Para propósitos de diseño, el volumen del tanque es considerado como el que ocupa el agua residual en el tanque conteniendo al medio rotatorio por unidad de superficie cubierta por la biomasa. Para el tratamiento de aguas residuales domésticas con un contenido de DBO_5 mayor de 300 mg/l se ha determinado un volumen óptimo del tanque de 4.88 l/m²; dicho valor toma en cuenta el agua residual desplazada por el medio y la masa biológica fijada.

Arreglo del medio rotatorio

Se ha visto que la disposición del medio rotatorio en una serie de etapas incrementa significativamente la eficiencia de tratamiento. A éste respecto se emplean comúnmente un mínimo de 4 etapas, lo cual permite un uso más efectivo del área superficial.

SISTEMA FILTRO ROCIADOR

El Sistema Filtro Rociador es un proceso de tratamiento de aguas residuales que en general se emplea como nivel secundario.

Tuvo su origen en Inglaterra donde a mediados de la centuria pasada el proceso se llevo a cabo por primera vez en forma controlada. Entonces, éste consistía en la distribución intermitente de las aguas sobre camas de arena. A nivel comercial,

el uso de éste tipo de sistemas de tratamiento se inició en la misma Inglaterra hacia el término del siglo XIX y en los Estados Unidos desde 1908, adquiriendo entonces un gran desarrollo.

Desde el siglo anterior se realizaron muchas de las primeras innovaciones, entre ellas la inclusión de los sistemas de esparido para la distribución del agua residual y de desagüe. Y ya en éste, en la década de los 30's se desarrolló el proceso de alta tasa empleando la recirculación del efluente, permitiendo con ello un aumento en la capacidad de tratamiento. Desde entonces, la evolución del proceso disminuyó notablemente a causa de que gradualmente fue desplazado por el Sistema de Lodos Activados y otros alternativos. Aún así, tuvo lugar la innovación más importante: la sustitución de los materiales usados habitualmente por aquéllos de origen sintético en la manufactura del medio de fijación. A pesar de la decadencia aparente en la que ha caído éste tipo de sistemas, en la actualidad constituyen una alternativa competitiva bajo ciertas circunstancias, ya que su alta capacidad de procesamiento y sus bajos requerimientos de superficie al usar medio sintético, de mantenimiento y de personal le confieren grandes ventajas.

Descripción del Sistema Convencional

Este sistema es un proceso de tratamiento biológico aerobio de tipo pelicular en el cual, el crecimiento biológico está vinculado a un medio sin movimiento. El bioreactor, llamado filtro rociador o biofiltro, consiste de una cama de un medio específico cuya naturaleza es de diversa índole donde el agua residual se distribuye haciéndose pasar a través de la misma y sobre la cual se desarrolla la biomasa responsable de la síntesis del material biodegradable. Teóricamente, en el filtro el agua residual fluye descendiendo vertical y pelicularmente sobre la biomasa adherida al medio con muy pocos flujos cruzados y el efluente tratado se colecta mediante un sistema de desagüe en el fondo del mismo reactor. El aire que pasa a través de los espacios vacíos en el

medio y parcialmente el oxígeno disuelto en el agua alimentada suministran el oxígeno requerido para mantener un ambiente aerobio, propio para el metabolismo de los residuos. Con éste propósito, la aplicación del agua residual es de tal modo que la zooglea está alternativamente en contacto con el aire y el agua residual.

Al igual que en el Sistema de Lodos Activados, el proceso en cuestión depende de la oxidación biológica de la materia orgánica del agua residual a dióxido de carbono y agua empleando una parte de la energía obtenida para sustentar y promover el crecimiento de los microorganismos del sistema. La cantidad de biomasa producida es controlada por el alimento disponible, en otras palabras, el crecimiento aumentará en proporción directa al incremento de la carga orgánica y ello hasta que una densidad máxima efectiva de la zooglea sea alcanzada. El logro de dicho punto está en función de factores físicos tales como la carga hidráulica, el tipo de medio, el tipo de materia orgánica, la cantidad de nutrientes, la temperatura y la naturaleza propia de la zooglea. El desprendimiento de la biomasa excedente toma lugar por la fuerza hidráulica cortante que resulta del flujo descendente del agua residual. Consecuentemente, el efluente del reactor llevará consigo periódica o continuamente cierta cantidad de lodos desprendidos por lo que debe proporcionarse una sedimentación subsecuente para eliminarla. El reciclado de éstos lodos generalmente no se requiere.

Frecuentemente, se opta por recircular parte del efluente del reactor, ésto constituye una herramienta de mucha utilidad porque operativamente el control se simplifica y mejora la eficiencia de tratamiento. En la Fig. III-41 se muestra el diagrama de flujo básico del Sistema Filtro Rociador.

Las necesidades de tratamiento, la factibilidad para acondicionar unidades en serie y la diversificación en el uso de la recirculación, entre otros aspectos, multiplican las opciones para la configuración del sistema ampliando a su vez el campo de aplicación. Por lo cual, éste tipo de sistemas son de gran versatilidad.

El Sistema Filtro Rociador ha sido considerado aceptable como

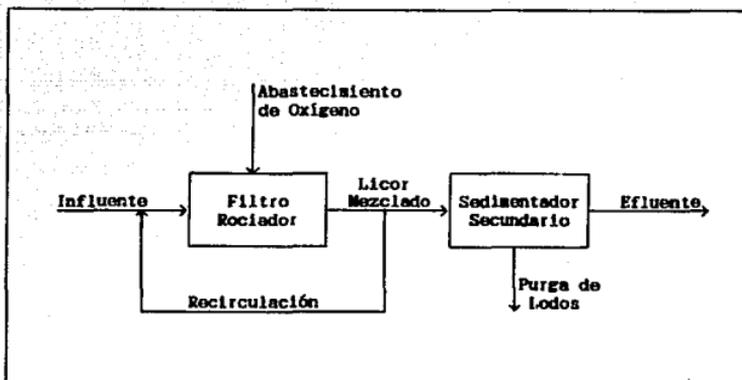


Fig. III-41 Diagrama de flujo del Sistema Filtro Rociador Convencional.

tratamiento secundario para la mayoría de las aguas residuales tratables mediante un proceso biológico aerobico. Es capaz de proporcionar un tratamiento adecuado de residuos domésticos donde la calidad del efluente de 20 a 30 mg/l de DBO_5 es aceptable. En cuanto a la nitrificación, ésta generalmente toma lugar en aquéllos de tasa baja que operan con una carga dentro del rango de diseño; o bien, en sistemas de etapa doble donde en la primera que corresponde a una unidad de tasa alta se remueve la mayor parte de la demanda de oxígeno carbonosa, mientras que en la segunda que es de tasa estándar se efectúa la nitrificación. En el último caso, la utilización de la tercera etapa hará posible la desnitrificación.

Por su parte, el fósforo puede ser removido por la adición de sales minerales, ya sea de fierro o de aluminio, a los tanques sedimentadores primario o secundario. Es importante advertir que la adición directa de minerales al bioreactor no es conveniente porque comúnmente resulta en una pobre remoción de dicho elemento.

Instalaciones Básicas

El sistema básico, o sea, uno de etapa simple está constituido por 3 dispositivos fundamentales: el sistema distribuidor, el filtro y el tanque de sedimentación secundaria. Ellos se integran formando el mismo esquema básico para los otros 2 procesos descritos anteriormente, es decir, el reactor y la unidad de sedimentación para clarificar el líquido tratado.

Sistema de distribución

El sistema de distribución tiene gran importancia porque desempeña 2 funciones básicas que son:

- 1° Aplicar uniformemente el agua residual sobre el medio de fijación para maximizar la utilización del mismo.
- 2° Proveer una aeración efectiva al agua residual.

Existen 2 tipos de sistemas de distribución: los móviles y los fijos. De acuerdo a la clase de movimiento que ejecutan, los primeros se dividen en: rotatorios y longitudinales. La selección del tipo apropiado está íntimamente relacionada con la configuración de la unidad. Así, los filtros circulares emplean generalmente los sistemas móviles rotatorios; mientras que en los de configuración no circular son más adecuados los móviles longitudinales o los fijos. Aunque en años recientes los sistemas de distribución rotatoria han venido a ser más populares que los inmóviles, ambos son los de mayor uso; sin embargo, en Europa, particularmente en la Gran Bretaña, se han usado extensamente los sistemas móviles longitudinalmente en unidades rectangulares. En cualquier caso, los factores a ser considerados en el diseño incluyen el diámetro del filtro, los flujos máximo y mínimo que serán manejados, la carga hidráulica disponible y el tipo deseado de dosificación instantánea al filtro.

Un sistema de distribución rotatoria consiste de 2 o más tubos horizontales soportados por una columna central. A lo largo de cada

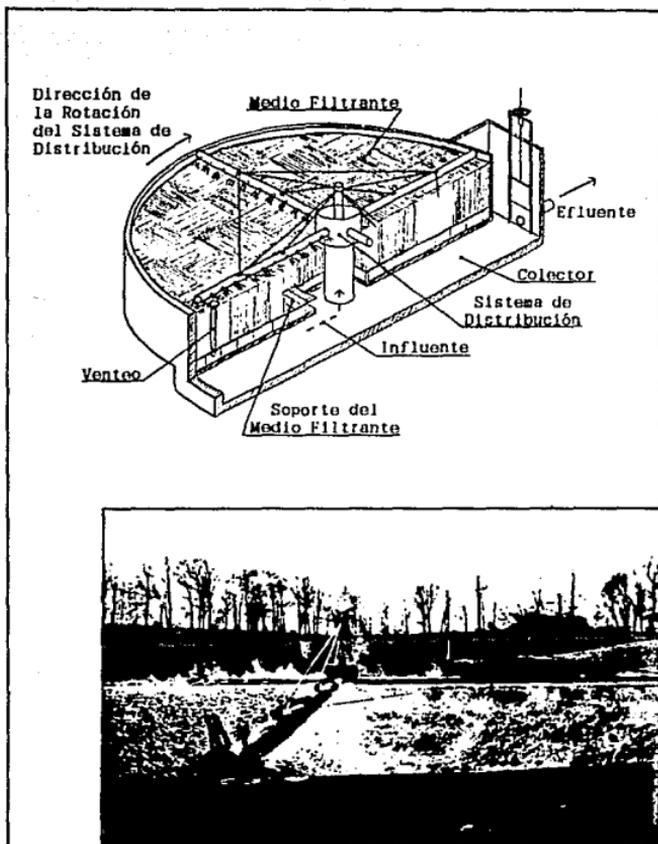


Fig. III-42 Filtro Rociador con un sistema de distribución móvil rotatorio.
Fuente: Refs. 3, 17.

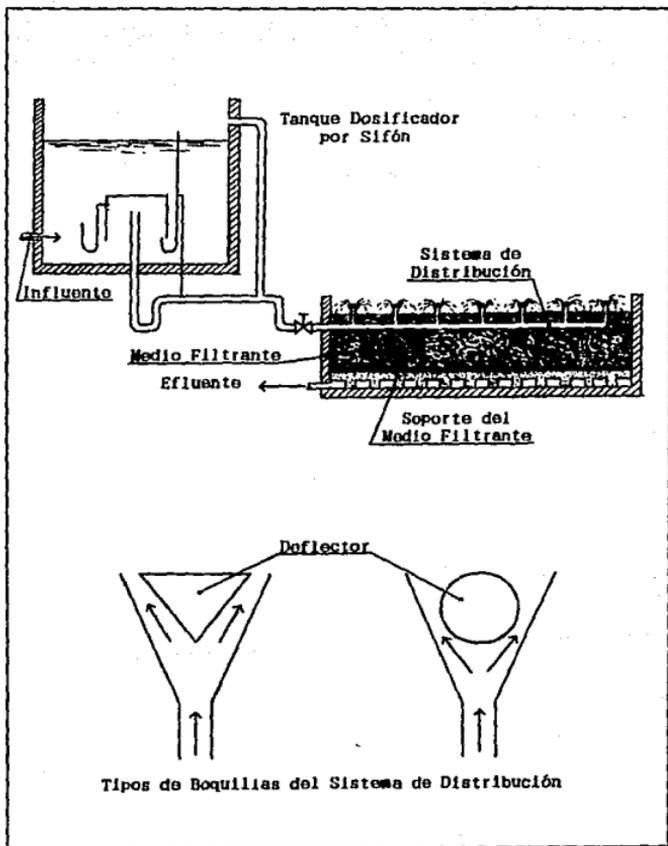


Fig. III-43 Filtro Rociador con un sistema de distribución fijo.
Fuente: Ref. 3.

uno de los tubos horizontales, éstos presentan espaciadamente pequeños orificios circulares, o bien, boquillas aplanadas horizontalmente. El agua residual es alimentada desde la columna central distribuyéndose hacia los tubos horizontales y descargándose sobre el biofiltro como un fino rocío o una delgada película según sea el caso (Fig. III-42). La rotación del distribuidor se logra mediante la propulsión hidráulica o por medios electromecánicos. Los de propulsión hidráulica pueden operar intermitentemente o en forma continua si es posible mantener una tasa mínima de flujo que sea suficiente para inducir la rotación, lo cual puede lograrse utilizando la recirculación del efluente del biofiltro si el flujo de agua residual resulta insuficiente. En cambio, los de acción electromecánica pueden operar en forma continua independientemente de la tasa de flujo de alimentación a la unidad^{13,14}.

En los sistemas fijos, la distribución se efectúa mediante una red de conductos instalada en la parte superior del biofiltro que terminan en boquillas provistas con deflectores y espaciadas a una altura de 15 a 30 cm sobre el medio filtrante (Fig. III-43). Es práctica común que ésta clase de sistemas operen intermitentemente por medio de un tanque dosificador y un sifón.

Filtro Rociador

El filtro rociador en si se construye usualmente como un tanque para contener al medio de fijación aunque algunos se han hecho descubiertos. En aquéllos a manera de tanques, las paredes pueden ser cerradas o tener numerosas aberturas. Las paredes cerradas hacen que el filtro se inunde, en tanto que las abiertas

13 La carga hidráulica requerida sobre la línea central de los tubos horizontales para un flujo mínimo es usualmente de 0.3 a 0.6 m.

14 El dimensionamiento de los tubos debe ser bien adecuado para prevenir que el distribuidor opere a velocidades extremas. Se considera un valor límite máximo de 1.2 m/seg para el flujo máximo.

permiten una mejor ventilación. En cuanto a la configuración del tanque ésta puede ser circular, cuadrada, rectangular, hexagonal u octagonal, siendo la primera la más empleada.

El material del medio filtrante puede ser de diversa naturaleza pero cualquiera que ésta sea debe cumplir con ciertas propiedades. Para empezar debe poseer gran solidez, dureza, resistencia y baja densidad, ser inerte al ataque químico o biológico y debe estar limpio y libre de partículas y polvos. Por otro lado, en conjunto el medio debe cumplir con 2 propósitos primordiales:

- 1° Proporcionar una gran área superficial específica para el desarrollo del cultivo.
- 2° Proveer una alta proporción de espacios vacíos para permitir una circulación eficiente del agua residual y del aire.

Los más usados para tales fines son: roca, escoria de altos hornos, bloques de madera y anillos, silletas o láminas corrugadas sintéticas¹⁵. Durante mucho tiempo se han empleado los filtros rocosos y aunque su funcionamiento ha resultado bueno presentan importantes limitaciones. La principal reside en la incapacidad de manejo de altas cargas hidráulicas y orgánicas; y otra, que de cierto modo es consecuencia de la anterior, está vinculada con los aspectos estructurales del propio biofiltro. Dichas limitaciones han sido superadas con la utilización de materiales tales como la madera y los sintéticos, los cuales ofrecen valores más altos de área superficial específica y de porcentaje de espacios vacíos.

Además, siendo materiales más ligeros reducen los problemas estructurales inherentes a su construcción. Sobre los sintéticos cabe decir que se construyen usualmente de cloruro de polivinilo, material que es insoluble, poco combustible y no sujeto a deterioro

15 Hay alguna diferencia de opiniones sobre el tamaño óptimo para el medio filtrante rocoso. Un requerimiento común de especificaciones señala que el 95% o más del medio debe pasar una criba de una malla de 2600 mm² y sea retenida en una de 1600 mm². Además, las piezas deben ser preferentemente uniformes tanto como sea posible en las 3 dimensiones.

Tipo de Material	Tamaño Nominal (in)	Unidades por m ³	Densidad (kg/m ³)	Area Sup. Esp. Seca (m ² /m ³)	Espacios Vacios (%)
Plástico	20x48	70-106	32.04-96.12	82-114.8	94-97
Madera	47½x47½x1½	-	165.01	45.9	-
Granito	1-3	-	1441.80	62.3	-
Granito	4	-	-	42.6	60
Escoria de Alto Horno	2-3	1800	1089.36	65.6	49

Cuadro III-4 Propiedades físicas de varios tipos de material usado como medio filtrante.

Fuente: Ref. 2.

por las condiciones ambientales tales como las temperaturas extremas o la luz solar. El Cuadro III-4 presenta un resumen comparativo de las propiedades físicas de algunos de los tipos de material usado. Mientras tanto en la Fig. III-44 se muestra la relación entre el área superficial específica de varios tipos de configuraciones del medio sintético y el espacio de claro abierto.

Sobre ello podemos destacar que a un mismo tamaño de espacio de claro abierto tanto las configuraciones tubulares de cuadrícula y de panal como las placas corrugadas presentan valores de área superficial específica muy similares. Por lo que respecta a la presentación de tubo circular, ésta exhibe la más alta área superficial específica si las áreas interior y exterior del tubo se incluyen; sin embargo, conforme el diámetro del tubo se hace más pequeño el espacio vacío tiende a obstruirse, pudiendo decrecer el área superficial hasta la mitad de su valor teórico. Por otro lado, los valores del área superficial específica de las placas corrugadas casi duplican a los de las placas planas. Se ha encontrado que un espacio de claro abierto de 0.7 a 0.8 in como mínimo es requerido para evitar obstrucciones por el crecimiento biológico. Tales dimensiones limitan el área superficial específica en un valor máximo alrededor de los 230 m²/m³. Esta gráfica resulta muy útil para dar una estimación preliminar. La Fig. III-45 muestra

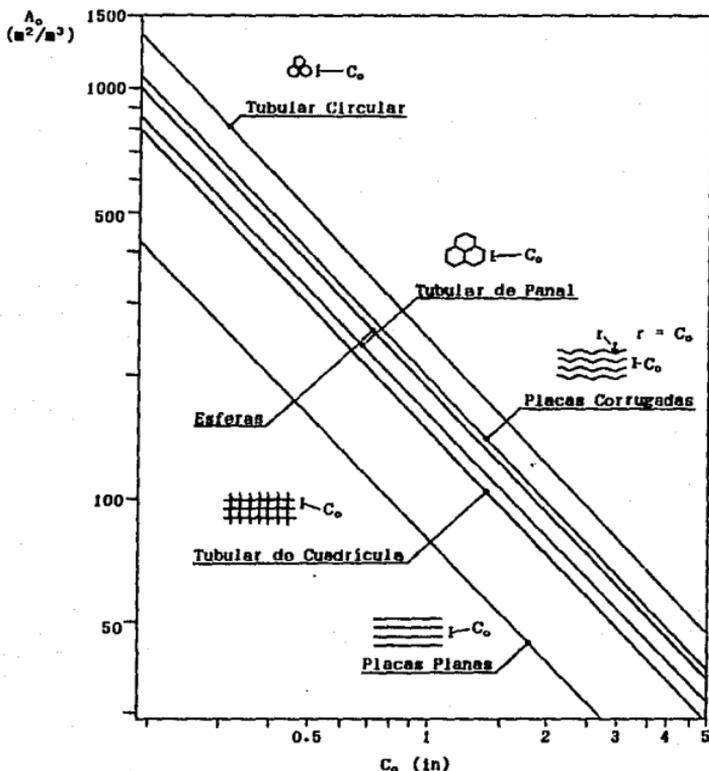


Fig. III-44 Area superficial específica de varios tipos de configuraciones del medio sintético en función del espacio de claro abierto.

la influencia del área superficial específica del medio sobre la eficiencia de remoción de la DBO_5 bajo condiciones constantes de carga en un filtro de Alta Tasa. Y por otra parte, las Figs. III-46 y 47 muestran 4 tipos de manufacturas del medio filtrante en madera

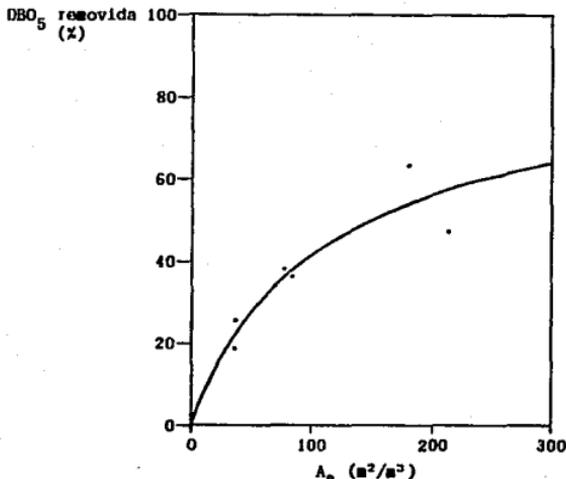


Fig. III-45 Influencia del área superficial específica sobre la eficiencia de remoción de la DBO₅ bajo una carga constante en un filtro rociador de Alta Tasa.

y en plástico, respectivamente. En ellas puede apreciarse claramente el espaciamiento que permite la circulación del agua residual y del aire, así como las características estructurales que en 2 de los casos al ensamblarse conforman el mismo biofiltro.

La profundidad del filtro constituye también un punto elemental porque determina primariamente el funcionamiento de la unidad a través de la remoción de la DBO soluble. Dicho en otros términos, la remoción de la DBO soluble está en función de la profundidad del medio, estará definida por la concentración de la DBO soluble deseada en el efluente y corresponderá a una profundidad mínima requerida. Aquí cabe aclarar que una profundidad mayor no implicará un mejoramiento en el funcionamiento si fue considerada inicialmente la remoción máxima de la DBO soluble. Las profundidades varían comúnmente de 3 a 12 m y a los valores máximos

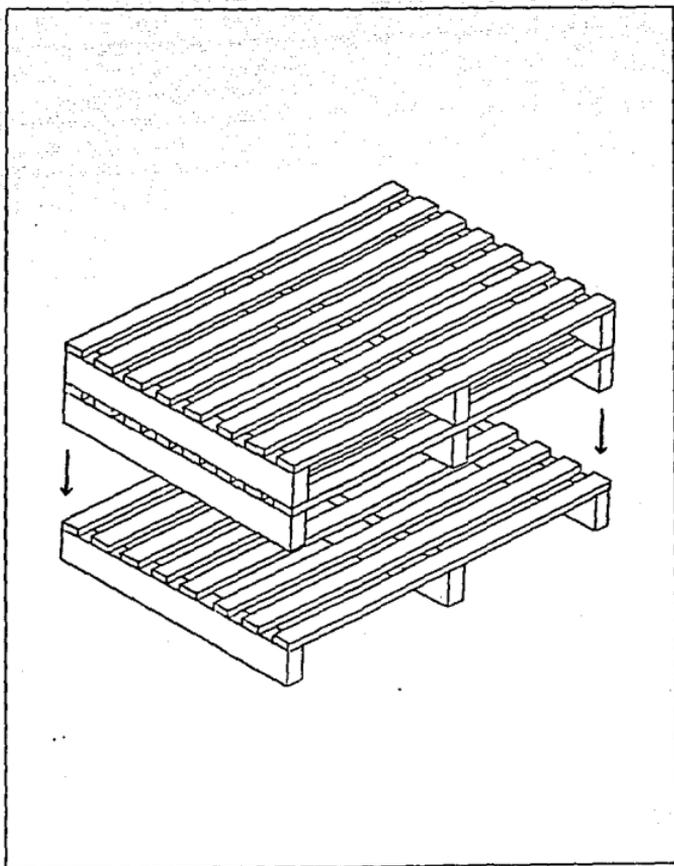
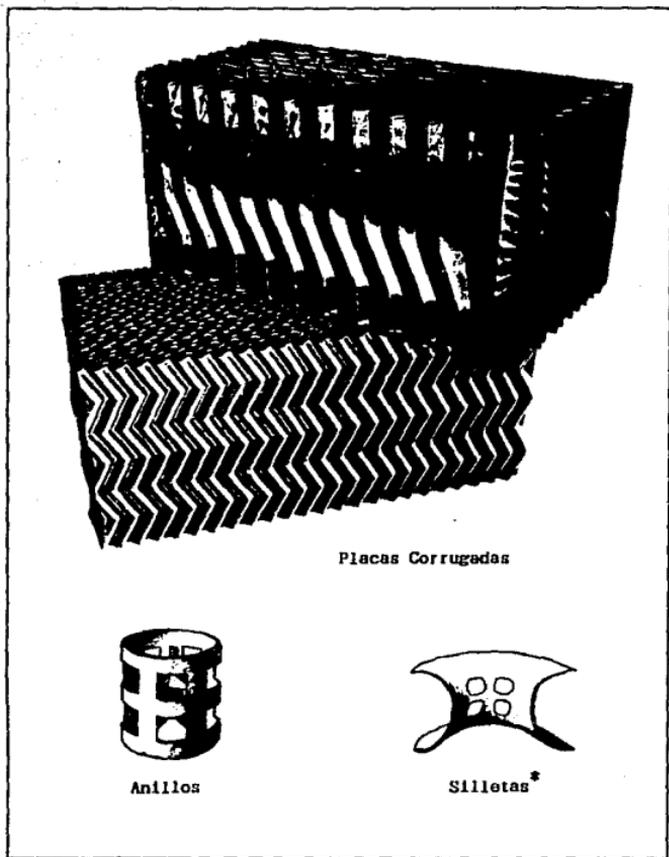


Fig. III-46 Tipo de manufactura del medio filtrante en madera.
Fuente: Ref. 3.



* En algunos casos se emplean de material cerámico.

Fig. III-47 Tipos de manufactura del medio filirante en plástico.
Fuente: Refs. 20, 21.

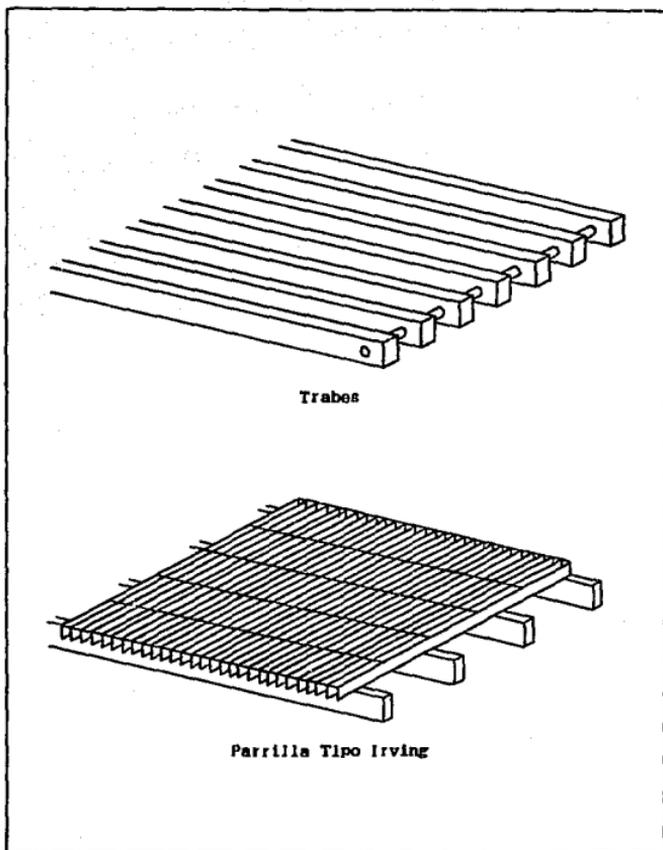


Fig. III-48 Tipos de soporte del medio filtrante de madera o sintético.
Fuente: Ref. 2.

los restringen consideraciones prácticas relativas a la construcción y a los requerimientos de bombeo.

Un aspecto esencial en el biofiltro lo conforma su sistema de drenaje, el cual se ubica en el fondo de la unidad. Básicamente, está integrado por el soporte del medio de fijación y el colector que drena el agua captada. Sobre el soporte, tratándose de medio rocoso, consiste de bloques usualmente rectangulares de hormigón con aberturas; y siendo para madera o sintéticos, en su lugar pueden emplearse distintos recursos que resultan menos costosos como las traveses y los emparrillados (Fig. III-48)¹⁶. En cuanto a la captación del agua, el piso del biofiltro debe contar con un declive hacia un canal colector central o periférico que la drene.

Tanque de sedimentación secundaria

Este dispositivo complementa el esquema básico ya que mediante él podrán separarse los sólidos sedimentables del efluente del filtro rociador. Los sólidos en cuestión corresponden naturalmente a la biomasa excedente que se desprende del filtro, y dada su cantidad, la carga de sólidos será baja en la unidad clarificadora.

A grosso modo, las características que condicionan a éste equipo son similares a las que se presentan en el Sistema de Contactor Biológico, por lo que las consideraciones de diseño y operación resultan muy semejantes en ambos casos. Cabe hacer énfasis que en los casos en que parte del efluente clarificado sea recirculado el flujo correspondiente deberá tomarse en cuenta en la carga hidráulica superficial.

Mecanismos de la Remoción de la Materia Biodegradable

Puede decirse de modo general que en el Sistema Filtro

¹⁶ La superficie equivalente de las aberturas en los bloques de hormigón debe sumar al menos el 20% de la superficie total del bloque.

Rociador la remoción de los constituyentes orgánicos suspendidos y solubles presentes en el agua residual ocurre mediante la adsorción y la estabilización de los mismos; pero a decir verdad, el proceso adsorptivo se lleva a cabo en combinación con otros 2 fenómenos: la acción de las enzimas complejantes y la floculación biológica.

El periodo de contacto requerido para la adsorción es mucho menor que el tiempo en que toma lugar la estabilización. Por otro lado, las características del sistema hacen que los materiales suspendidos sean mucho más fáciles de adsorber que los solubles, dado que el tiempo de residencia del agua residual en el biofiltro es habitualmente corto. Esto hace que el Sistema Filtro Rociador sea menos efectivo en el tratamiento de caudales residuales con un alto contenido de materia removible soluble. Ante estas circunstancias el uso de la recirculación se torna benéfico para incrementar tanto el periodo de contacto como el tiempo de residencia y, de éste modo, mejorar la eficiencia de remoción.

La estabilización de la materia se realiza en un proceso en pasos. Los distintos tipos de bacterias metabolizan, según su aptitud, la gran variedad de compuestos biodegradables presentes en el agua residual. Así, mientras que algunos grupos bacteriales podrán ser capaces de metabolizar compuestos de mayor complejidad, otros sólo lograrán estabilizar aquéllos que son más simples. Pero en cada caso habrán de resultar en calidad de desecho, compuestos de mayor simplicidad que podrán ser aún sujetos de degradación mientras haya microorganismos capaces de sintetizarlos y hasta que su naturaleza química lo impida. Aquí cabe recordar que en las comunidades peliculares se distinguen normalmente 2 regiones. En la interior, es decir, en la que se desarrolla sobre el medio de fijación se favorece el crecimiento de organismos anaerobios y facultativos; mientras que en la externa la predominancia es aeróbica. Esto hace que la variedad de entes biológicas sea muy amplia en dichas comunidades y, ante tal diversidad, la fase de estabilización adopte por consiguiente un marcado desarrollo secuencial en función de las capacidades metabólicas respectivas.

Factores que afectan el Diseño y la Operación

Dada la naturaleza del sistema que ahora tratamos, éste se encuentra sujeto en esencia a las mismas variables que intervienen tanto en el diseño como en la operación de los anteriormente expuestos.

Flujo y Carga orgánica

Tanto la carga hidráulica como la orgánica han constituido el punto de partida en el diseño y la operación del Sistema Filtro Rociador. Sin embargo, las investigaciones realizadas no han podido conducir a la formación de un concepto uniforme sobre sus efectos.

La diversidad en los factores que intervienen, en las consideraciones hechas y en los resultados es tal que es difícil y comprometedor efectuar conclusiones de aplicabilidad general. De allí que es necesario tener en cuenta los diferentes casos y, por ello, no se escatima en exponer lo más relevante de lo observado.

Las variaciones de las cargas hidráulica y orgánica constituyen un factor preponderante en el funcionamiento del sistema, primordialmente cuando son significativas y se trata de aguas residuales fuertes en vista de que pueden causar cambios en los patrones de crecimiento de los microorganismos y, en su momento, afectar la eficiencia del tratamiento en perjuicio de la calidad del efluente final. Ante tales circunstancias, se ha observado que por lo general suelen recuperarse con facilidad aunque su funcionamiento se ve más afectado que en el caso del Sistema de Lodos Activados. En relación a las cargas hidráulicas bajas es preciso notar que tanto en los sistemas con distribución continua como en aquéllos con intermitente, la operación es conveniente sólo hasta un valor mínimo. En ambos casos es imprescindible considerar que la biomasa debe mantenerse húmeda. En los sistemas con carga continua el flujo mínimo puede alcanzarse recirculando parte del efluente mientras que en los de carga intermitente, además del recurso anterior, los intervalos de

dosificación deberán hacerse lo suficientemente cortos.

En principio y por mucho tiempo, los filtros usaron material rocoso como medio de fijación. Estos, sin duda, se han constituido como el caso más controvertido en la búsqueda de las razones que expliquen y fundamenten en un sentido generalizado el funcionamiento del Sistema Filtro Rociador. Ello a consecuencia de la geometría del medio porque limita fundamentalmente la transferencia de oxígeno y dificulta la determinación del área superficial que ocupa la biomasa. En los sistemas con éste tipo de medio, bajo elevadas cargas se favorece un crecimiento excesivo de la comunidad microorgánica ocupando los espacios vacíos existentes, lo cual causa inundación y limita la circulación del aire; por consiguiente, decrece la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos y la capacidad de remoción de la materia biodegradable presente en el agua residual. La introducción de los medios sintéticos pudo ampliar considerablemente el rango de las cargas hidráulica y orgánica y, por si fuera poco, permitió determinar con gran facilidad el área superficial ocupada por el crecimiento biológico y con ello relacionar la carga orgánica en función de su masa.

De acuerdo a las cargas hidráulica y orgánica los filtros rociadores se clasifican en 5 tipos. El Cuadro III-10 condensa las características de diseño y de operación más relevantes que los distinguen. Los Filtros de Eaja Tasa o Tasa Estándar fueron los primeros en desarrollarse. A partir de 1936 se construyeron los de Alta Tasa y la carga hidráulica mínima considerada para éste tipo se basó en la nivelación de la biomasa desarrollada para prevenir obstrucciones. No obstante, fue observado que el uso de cargas menores a dicho mínimo pero mayores al valor máximo considerado para los de Baja Tasa no producía obstrucción severa, lo cual dió cabida a un tercer grupo: los de Tasa Intermedia. Por su parte, los de Desbaste son filtros de Alta Tasa que emplean un medio no sintético y operan a altas cargas hidráulicas y orgánicas y proporcionan un efluente con una concentración considerable de DBO; éstos filtros tienen la finalidad de proporcionar sólo un tratamiento mediano, lo que les permite constituir la primera fase

de un tratamiento biológico multietápico. Por último, los filtros de Supertasa son en realidad de Desbaste pero el medio de fijación que usan es de origen sintético.

La recirculación en el sistema es un elemento que está íntimamente relacionado con las cargas hidráulica y orgánica¹⁷. A grosso modo, puede afirmarse que su función es la de optimizar el funcionamiento del sistema, obviamente para mejorar su eficiencia.

Lo anterior se justifica al analizar las ventajas que ofrece:

- 1° Permite que el material biodegradable tenga un mayor período de contacto con la biomasa, lo cual representa una mayor eficiencia en la remoción.
- 2° Permite mantener un crecimiento biológico con una gran variedad de especies a todo lo largo del medio filtrante.
- 3° Puede mejorar la operación de las unidades de sedimentación primaria y secundaria durante los períodos de bajo flujo reduciendo la septicidad.
- 4° Minimiza las variaciones de las cargas hidráulica y orgánica, lo que permite mantener al sistema en buenas condiciones. Al aminorar las variaciones de la carga hidráulica mejora la distribución del agua residual sobre la superficie del filtro y reduce la tendencia a la obstrucción de las boquillas. Además, en el caso de los distribuidores propulsados hidráulicamente ayuda a ejercer un control en su rotación. Al amortiguar las variaciones de la carga orgánica lo que estamos obteniendo es una dilución de las aguas residuales fuertes y/o tóxicas, o bien, complementando aguas residuales endebles.
- 5° Minimiza la producción de olores, de encharcamientos y de insectos voladores ya que el incremento en la carga hidráulica induce el desprendimiento continuo de la biomasa y ello, a su vez, controla su espesor.
- 6° Permite mantener al limo en buenas condiciones en los períodos de bajo flujo al impedir que se seque.

17 Algunos investigadores omiten el caudal de recirculación en la evaluación de las cargas hidráulica y orgánica.

Existen varios modos del uso de la recirculación que con el empleo de sistemas de etapa simple o múltiple constituyen un conjunto de posibilidades de tratamiento muy diverso. Algunas de éstas opciones serán expuestas más adelante como modificaciones al sistema convencional.

Aunque algunas ecuaciones basadas en la experimentación se han desarrollado para calcular la proporción de la recirculación es más recomendable que su determinación se fundamente en el funcionamiento del proceso en respuesta a un control operacional tentativo. El rango usual de la proporción de la recirculación fluctúa de 0.4 a 4. Aunque se han empleado valores hasta de 10 o más, Galler y Gotaas han demostrado que una proporción mayor a 4 no incrementa significativamente la eficiencia y, por lo general, es económicamente injustificable.

La selección del uso, del modo de uso, y de la proporción de la recirculación involucra necesariamente tanto los requerimientos de tratamiento como las cuestiones económicas inherentes, ya que debe ser considerada la carga hidráulica total requerida en el biofiltro y en las unidades de sedimentación afectadas, así como la hidráulica de los sistemas de distribución y drenaje¹⁸.

Finalmente, mencionaremos que en los casos extremos de variación de las cargas hidráulica y orgánica debe contemplarse la inclusión de unidades de igualación.

Residuos tóxicos e inhibitorios

En el caso de las aguas con un contenido de residuos tóxicos e/o inhibitorios, los riesgos para el sistema son muy similares a los expuestos para los Sistemas de Lodos Activados y de Contactor Biológico. Con aquéllos desechos que sean susceptibles de ser biodegradados bajo un período de aclimatación debe considerarse un

¹⁸ Una regla empírica señala que los conductos y canales del sistema de drenaje deben operar normalmente al 50% de su capacidad.

pretratamiento mediante una unidad de igualación aerada, aunque el uso mismo de la recirculación puede ser suficiente para amortiguar el efecto nocivo. De no ser posible reducir por ningún medio dicho efecto entonces deberán ser evitados tales residuos.

En particular, los cambios extremos en el pH reducen la eficiencia del sistema al grado de acabar con la biomasa. Valores frecuentes fuera del rango de 6.5 a 8.5 harán indispensable su control.

Sólidos suspendidos

La necesidad de una sedimentación primaria está en función del contenido de sólidos suspendidos en el agua residual influente así como del tamaño del espacio de claro abierto del medio filtrante.

Los sistemas con un medio rocoso generalmente la requerirán para minimizar los problemas de obstrucción mientras que los de medio sintético al contar con una alta proporción de espacios vacíos toleran una mayor concentración.

Temperatura

En la descripción de los sistemas anteriores habíamos señalado que la temperatura influye en proporción directa sobre la actividad biológica y la sedimentabilidad de los lodos. Dicho comportamiento también es característico en el Sistema Filtro Rociador. Benzie y colaboradores llegaron a las siguientes conclusiones en torno a la influencia de la temperatura al examinar la operación de 17 plantas en el estado de Michigan, en los Estados Unidos:

- 1° Hay diferencias significativas entre las eficiencias de tratamiento bajo climas cálidos y fríos. Se observó que la eficiencia bajo un clima frío es aproximadamente un 20% menor que en uno cálido.
- 2° La recirculación reduce la eficiencia de tratamiento bajo climas fríos.

- 3° A una carga mayor a 0.16 kg DBO₅/m³ de medio filtrante, las variaciones en las eficiencias debidas al clima fueron menores que las presentadas a una carga menor a dicho valor.
- 4° En los sistemas sin recirculación, la eficiencia fue afectada cuando las temperaturas del aire y del agua residual fueron iguales. Es probable que ésto sea resultado del estancamiento del aire dentro del filtro por la ausencia de corrientes térmicas.

En contraste, otros investigadores han encontrado que en el caso particular de los filtros de Alta Tasa, la temperatura del agua residual más que la del aire es el factor controlante.

Howland ha expresado el efecto de la temperatura sobre el funcionamiento de un filtro rociador mediante la relación:

$$E_T = E_{20} [f_T^{(T-20)}]$$

donde:

T, es la temperatura del agua residual en °C.

E_T, es la eficiencia a la temperatura T.

E₂₀, es la eficiencia a 20°C.

f_T, es el factor de corrección por temperatura, adimensional.

Eckenfelder reporta valores desde 1.035 a 1.072 para el factor de corrección por temperatura. Las discrepancias en tales valores pueden ser atribuibles a la diferencia en la penetración del oxígeno a lo largo del filtro y a la compresibilidad del mismo a diferentes temperaturas. Indica además que los efectos de los cambios de temperatura serían mucho más marcados a valores de carga más altos. En cambio, Bruce propone valores que van de 1.1 a 1.35 con un valor promedio de 1.21. Cabe destacar que en la experimentación correspondiente la temperatura promedio mensual se situó entre los 9 y 18°C mientras que la eficiencia descendió del 80 al 40% en unos filtros y del 55 al 20% en otros, conforme la temperatura disminuyó.

Oxígeno disuelto

Es importante mantener la cantidad de oxígeno disuelto para satisfacer los requerimientos tanto para la biodegradación como para el mantenimiento de las condiciones aerobias en el sistema. Estos requerimientos son determinados por las cargas hidráulica y orgánica, la temperatura y la composición de la comunidad microorgánica.

Normalmente, la forma en la que se realiza la alimentación del agua residual mediante los distintos sistemas de distribución provee la aeración necesaria para disolver el oxígeno necesario en el proceso. No obstante, la ventilación del filtro es conveniente para garantizar el mantenimiento de condiciones aerobias; de hecho, Levine considera adecuado una buena ventilación en el fondo del mismo. En algunos casos, el viento y el sistema de drenaje podrán proporcionar la ventilación suficiente; de lo contrario, es indispensable la instalación de ventilas en la periferia de la unidad o de tomas de aire¹⁹. Aquí es importante señalar que en algunas unidades extremadamente altas o bajo altas cargas orgánicas, o bien, en aquéllas que se han construido cubiertas se ha recurrido a la ventilación forzada; sin embargo, la opinión general indica que tal medida no es justificable técnicamente y menos aún considerando los aspectos económicos respectivos.

Criterios de Diseño

Aunque los intentos hechos hasta ahora para delinear los fundamentos de diseño son numerosos han resultado insatisfactorios, principalmente, por carecer de aplicabilidad general. El análisis de la información disponible sobre el funcionamiento ha dado la

19 Los fabricantes de unidades con medio sintótico para aguas residuales municipales recomiendan frecuentemente un área de ventilación de 0.1 m^2 por una longitud de 3 a 4.6 m en la periferia.

pauta para el desarrollo de diferentes fórmulas empíricas de diseño que correlacionan muchas de las variables que intervienen. En sí, cualquiera de ellas es sólo una aproximación y suele no predecir el funcionamiento real. Las de mayor interés son las propuestas por: The National Research Council, The Ten States Standards, Velz, Schulze, Germain y Lin, Eckenfelder y Galler y Gotaas, las cuales se describen a continuación.

Ecuación de The National Research Council (NRC)

Esta fue el resultado de un análisis extenso del funcionamiento de filtros con medio rocoso empleados en instalaciones militares. Dicho análisis se basa en la consideración de que la magnitud del contacto entre el medio filtrante y la materia orgánica depende de las dimensiones del filtro y del número de pasos y que al mayor contacto efectivo corresponderá la mayor eficiencia; sin embargo, a la mayor carga aplicada la eficiencia será la más baja. Por consiguiente, lo que primeramente determina la eficiencia del filtro será una combinación del contacto efectivo y de la carga orgánica aplicada.

Para las 34 plantas de filtros rociadores con medio rocoso seleccionadas para el estudio de la NRC, la mejor curva de eficiencia en función de la relación entre la carga aplicada y el área de contacto efectiva es descrita por las ecuaciones:

$$E_1 = \frac{100}{1 + \frac{0.4433}{1 - E_{1-1}} [F_1/V_1 N_1]^{1/2}}$$

y,

$$N_1 = \frac{1 + R_1}{[1 + R_1(1-P)]^2}$$

en ellas:

i , es la i -ésima etapa. $i=1$, para la primera etapa de un sistema doble o para uno de etapa simple. $i=2$, para la segunda etapa de uno doble.

E_i , es el porcentaje de la eficiencia de la remoción de la DBO en la i -ésima etapa, incluyendo el tanque sedimentador de la misma. Para $i=1$, $E_{i-1}=0$.

F_i , es la carga orgánica para el filtro de la i -ésima etapa en kg/día. No incluye la recirculación.

V_i , es el volumen del filtro de la i -ésima etapa en m^3 .

N_i , es el número de pasos del material orgánico a través del filtro de la i -ésima etapa.

R_i , es la proporción de la recirculación de la i -ésima etapa. $R=Qr/Q$.

P , es un factor de carga que para las plantas del estudio resultó ser de 0.9 aproximadamente.

Aunque tales expresiones son empíricas permiten satisfacer la información sobre sistemas con o sin recirculación. Y sus limitaciones son las siguientes:

1° Característicamente, el agua residual de las instalaciones militares es más concentrada que el promedio de las aguas residuales domésticas.

2° No se considera el efecto de la temperatura sobre el funcionamiento²⁰.

3° Las cargas orgánicas tienen una mayor influencia sobre la eficiencia que las cargas hidráulicas. Posiblemente, ésto se debe a la mayor concentración que presentan las aguas residuales que se tratan.

4° La aplicabilidad se limita a las aguas residuales concentradas ya que no se incluye ningún factor para una tratabilidad diferente.

5° La ecuación para la segunda etapa se basa en la existencia de un tanque sedimentador anterior, el cual corresponde al secundario de la primera etapa.

20 La mayoría de las plantas consideradas están en la latitud media de los Estados Unidos.

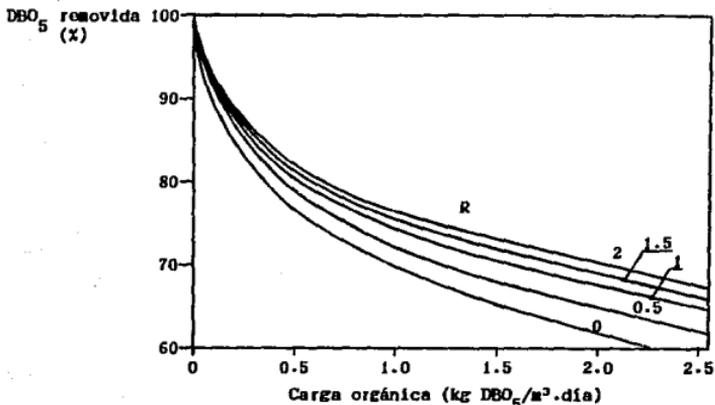


Fig. III-49 Eficiencia de remoción de la DBO en función de la carga orgánica aplicada para diferentes proporciones de la recirculación. (La evaluación de la carga no considera el flujo de la recirculación). Fuente: Ref. 2.

En la Fig. III-49 se presenta el funcionamiento del Sistema Filtro Rociador de etapa simple o de la primera etapa de uno doble descrito por la fórmula NRC para varios valores de la proporción de la recirculación. Dicha gráfica puede ser una guía de diseño en la selección de la proporción de la recirculación más apropiada para obtener la remoción deseada de la DBO a partir del valor inicial de aplicación al filtro. Es evidente que el funcionamiento real puede presentar desviaciones que en algunos casos podrían ser sustanciales respecto al comportamiento predicho sobre todo si no se toman en cuenta las limitaciones del método.

Lineamientos de The Ten States Standards

En la edición 1971 de The Ten States Standards, el Consejo de Ingenieros en Sanitaria de los Grandes Lagos y del Alto Río Mississippi presentó una pauta para el diseño de filtros rociadores

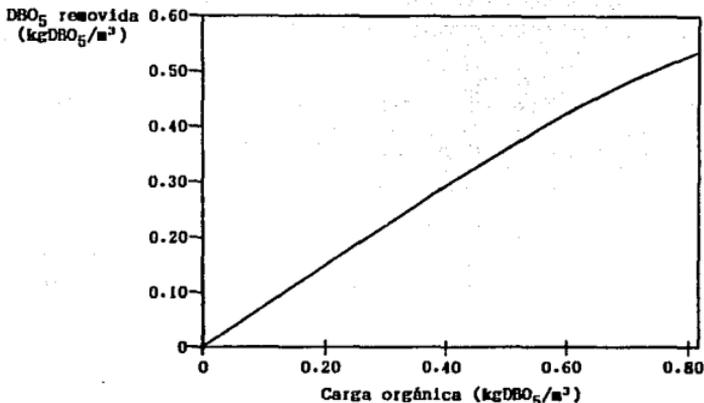


Fig. III-50 Relación entre la remoción y la carga orgánica aplicada según los lineamientos de The Ten States Standards.

Fuente: Ref. 2.

de simple etapa y medio rocoso, la cual se desarrolló a partir del análisis de la información sobre el funcionamiento de plantas instaladas en las regiones más frías del norte de los Estados Unidos. La ponencia consistente en una curva de remoción de la DBO en función de la carga de DBO aplicada se reproduce en la Fig. III-50 y presenta las limitaciones siguientes:

- 1° La formulación está basada en información obtenida en regiones con clima frío.
- 2° No considera la influencia de la carga hidráulica sobre la eficiencia del filtro.
- 3° No incluye los efectos de la recirculación.
- 4° La aplicabilidad se limita a aguas residuales domésticas con un rango de concentración específico.
- 5° La profundidad mínima del medio filtrante sobre el sistema de drenaje del filtro sería de 1.5 m y no excedería de 2.1 m, excepto en aquellos casos que lo justifiquen estudios especiales.

Ecuación de Velz

En 1948, Velz propuso la primera de las más importantes formulaciones delineando un modelo matemático que hizo frente a los ensayos empíricos previos basados en el análisis de información. La ecuación de Velz, aplicable a cualquier tipo de filtro y medio, relaciona la DBO remanente con la profundidad como se expresa a continuación:

$$\frac{L_D}{L} = 10^{-KD}$$

donde;

L_D , es la concentración de la DBO removible a la profundidad D en $\mu\text{g/l}$.

L, es la concentración de la DBO removible total en $\mu\text{g/l}$.

K, es una constante de primer orden en día^{-1} .

D, es la profundidad del filtro en m.

La DBO removible está definida como la fracción máxima de DBO aplicada removida en un rango específico de carga hidráulica.

La carga orgánica máxima en filtros de Alta Tasa a cualquier profundidad fue estimada en $4.9 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ a 30°C .

Se supuso que la temperatura afecta a la tasa de remoción de acuerdo a la siguiente expresión:

$$K_T = K_{20} [1.047]^{(T-20)}$$

donde;

K_T , es la constante K a la temperatura T en día^{-1} .

K_{20} , es la constante a 20°C .

T, es la temperatura en $^\circ\text{C}$.

Se determinó un valor de K a 29°C de 0.1505 día^{-1} para filtros de Alta Tasa y aproximadamente de 0.175 día^{-1} para unidades de Baja Tasa.

Las mayores deficiencias de ésta formulación radican en suponer que la carga hidráulica no afecta a la eficiencia y que la constante K es de una reacción de primer orden a pesar de los organismos participantes y de la proporción de la recirculación.

Ecuación de Schulze

En 1960, Schulze postuló que el tiempo de contacto del líquido con la biomasa es directamente proporcional a la profundidad del filtro e inversamente proporcional a la carga hidráulica a través de la siguiente relación:

$$t = 24 \frac{CD}{(CHS)^n}$$

donde;

t, es el tiempo de contacto entre el líquido y la biomasa en h.

C y n, son constantes adimensionales características del medio filtrante.

CHS, es la carga hidráulica superficial en $m^3/m^2.dia$.

D, es ya conocida.

Combinando ésta expresión con la fórmula de Velz. en una adaptación de esa teoría, Schulze derivó la siguiente ecuación:

$$\frac{L_0}{L_1} = e^{-kD/(CHS)^n}$$

donde;

L_0 , es la DBO del efluente del filtro antes del sedimentador en mg/l .

L_1 , es la DBO del influente del filtro en mg/l .

k, es una constante de tratabilidad en dia^{-1} .

y los demás términos ya son conocidos.

Esta expresión es muy similar a la de Velz y sólo difiere de ésta en lo que respecta a la definición de la constante; mientras

que la de Velz no considera la carga hidráulica en la de Schulze sí. De ésta forma:

$$k = 2.3K(CHS)^n$$

El valor de k para un medio rocoso se ha determinado experimentalmente entre 0.51 y 0.76 día⁻¹. Y también podría aplicársele una corrección por temperatura a través de la expresión:

$$k_T = k_{20}[1.035]^{(T-20)}$$

Schulze determinó un valor de k de 0.3 día⁻¹ para un filtro de medio rocoso con 1.8 m de profundidad a 20°C empleando una constante característica para el medio de 0.67.

Ecuaciones de Germain y Lin

El trabajo expuesto por Germain en 1966 en realidad consistió en la aplicación de la ecuación de Schulze a un filtro con medio plástico de área superficial específica de 89 m²/m³ para el cual reportó valores de k y n de 0.068 y 0.5, respectivamente.

Teóricamente, la constante de tratabilidad k es característica del agua residual y la constante n es particular del medio. Sin embargo, la primera es influenciada por la segunda lo cual puede apreciarse en la Fig. III-51, el medio teniendo valores de n más altos tienen una constante de tratabilidad más baja para las aguas residuales sedimentadas.

Por otro lado, en pruebas para determinar el efecto de la recirculación sobre la eficiencia de remoción de la DBO, Germain encontró que era insignificante estadísticamente.

En la Fig. III-52 se ilustra una carta de diseño que describe el funcionamiento de un filtro rociador de medio sintético, caracterizado por un valor de n de 0.5, en función del tiempo de

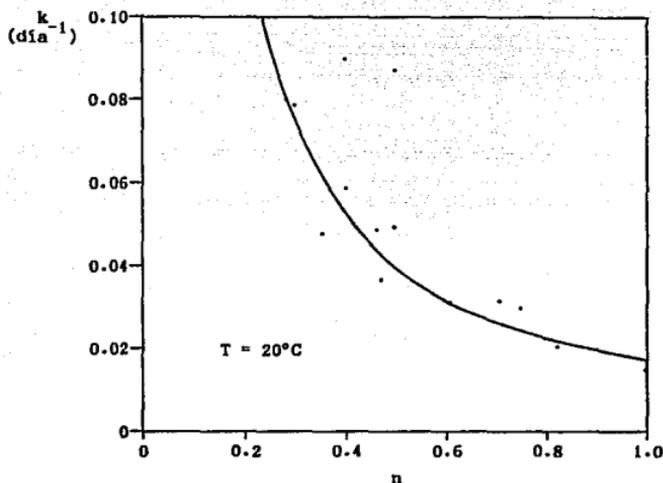


Fig. III-51 Efecto de la constante característica del medio n sobre la constante de tratabilidad k de aguas residuales sedimentadas a 20°C .
Fuente: Ref. 2.

residencia para diferentes valores de la constante de tratabilidad.

Con ella es posible determinar para un diseño específico, la carga hidráulica requerida para una profundidad particular del medio, o bien procediendo a la inversa, la profundidad necesaria para mantener una carga hidráulica definida. Por ejemplo, para obtener una remoción de DBO_5 del 80% con una carga hidráulica constante, un agua residual con una constante de tratabilidad de 0.02 requerirá un filtro 4 veces más profundo que con un agua residual caracterizada con un factor de 0.078. Sobre dicha carta es importante considerar que la carga hidráulica no incluye el flujo de recirculación. La tratabilidad del agua residual debe ser determinada con lineamientos muy específicos de temperatura y recirculación.

Al tratar lo relativo a la constante de tratabilidad no está por demás mencionar que en general los filtros de medio sintético

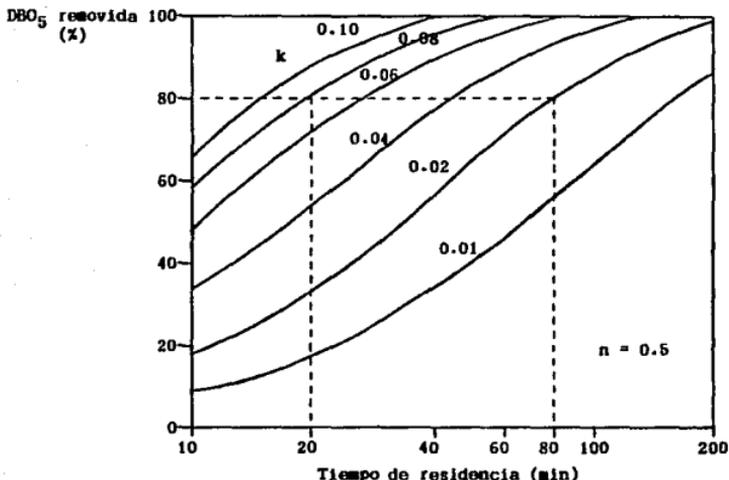


Fig. III-52 Efecto del tiempo de residencia sobre la eficiencia de remoción de la DBO₅ para diferentes valores de la constante de tratabilidad k usando un medio sintético con una constante característica n de 0.5.
Fuente: Ref. 2.

no se emplean con bajos factores de tratabilidad, específicamente con valores inferiores a 0.05, porque el volumen requerido para el filtro no es comúnmente económico.

Por su parte, Lin lo que hace es incluir la corrección de temperatura a la expresión de Schulze, así:

$$\frac{L_e}{L_i} = \exp\left\{-\frac{Dk_{20}f_T(T-20)}{(CHS)^n}\right\}$$

donde:

f_T , ya definido fluctúa entre 1.035 y 1.047.

Ecuación de Eckenfelder

Hasta ahora, los métodos vistos se han caracterizado por tener una aplicación muy limitada. En un intento por encontrar una fórmula menos particularizada, Eckenfelder modificó la ecuación de Schulze para incluir el efecto de la profundidad del filtro en la remoción de la DBO. Dicho intento se remonta a 1963 y las ecuaciones propuestas son las siguientes:

$$\frac{L_0}{L_{1j}} = \exp\left[-\frac{k_D(1-m)}{(Q/A)^n}\right]$$

y,

$$L_{1j} = \frac{L_1 + L_0[Qr/Q]}{1 + Qr/Q}$$

donde:

m , es una constante adimensional característica de la profundidad del filtro.

L_{1j} , es la DBO del influente al filtro que incluye la recirculación en mg/l .

A , es el área superficial del filtro en m^2 .

Y los demás términos ya son conocidos.

El término introducido, m , es un indicativo de la distribución de la biomasa a lo largo de la profundidad del filtro. A medida que la distribución sea más uniforme m tenderá a 0.

El tiempo de residencia o tiempo de contacto está definido de modo similar a la expresión de Schulze:

$$t = \frac{3600 \cdot C_D}{(Q/A)^n}$$

Se ha demostrado que n es de 0.33 para un flujo turbulento y de 0.67 para un flujo laminar. La constante C se define como la biomasa activa media por unidad de volumen a través del filtro y es

aproximadamente:

$$C \sim \frac{1}{D^m}$$

Las ventajas de éste análisis son que la remoción de la DBO está relacionada con la carga hidráulica y la profundidad y que la ecuación modificada representa una reacción de tipo retardada. Y las desventajas son que sólo se hayan considerado aguas residuales domésticas para la evaluación y que la recirculación sólo se contempla como un efecto diluyente.

Ecuación de Galler y Gotaas

En 1964, Galler y Gotaas intentaron proyectar el funcionamiento de filtros rociadores de medio rocoso usando un análisis de regresión múltiple de 322 observaciones hechas en diversas plantas. Así desarrollaron las siguientes expresiones:

$$L_a = \frac{K' [22.83(Qr_1 + Qr_2)]^{1.19}}{[22.83(Q + Qr)]^{0.78} [1 + 3.2808D]^{0.67} [3.2808d]^{0.25}}$$

y

$$K' = \frac{0.464(4.356/T)^{0.15}}{(22.83Q)^{0.28} T^{0.15}}$$

donde:

K' , es una constante definida por la temperatura y el gasto influente.

d , es el radio del filtro en m.

Y los demás términos ya son conocidos.

Al admitir el efecto de la recirculación, la carga orgánica, la profundidad del filtro y la temperatura del agua residual, ésta

Fórmula	Medio		Agua Residual		Corrección de Temperatura Incluido	Trabajo Experimental Requerido	Recirculación	
	Rocoso	Sintético	Doméstica	Industrial			Con	Sin
National Research Council	A	NA	A	NA	NA	NA	A	A
Ten States Standards	A	NA	A	NA	NA	NA	NA	A
Velz	A	A	A	A	A	A	NA	A
Schulze	A	NA	A	A	A	A	*	*
Germain Lin	NA	A	A	A	A	A	A	A
Eckenfelder	A	A	A	NA	A	A	A	A
Galler y Gotaas	A	NA	A	A	A	NA	A	NA

A, Aplicable; NA, No aplicable.

* Sin posibilidad de generalizar.

Cuadro III-5 Aplicabilidad de las fórmulas más sobresalientes para el diseño del Sistema Filtro Rociador.

Ref. 2

formulación constituye una importante vía en la predicción del funcionamiento de un filtro rociador. Cabe señalar que se ha obtenido un coeficiente de correlación muy alto (0.974) al usar ésta ecuación con información experimental. Los autores indican que la recirculación mejora el funcionamiento pero establecen como límite máximo práctico para tal, una proporción de 4. En cuanto a la carga hidráulica, ésta resultó sin importancia en la determinación de la eficiencia de remoción.

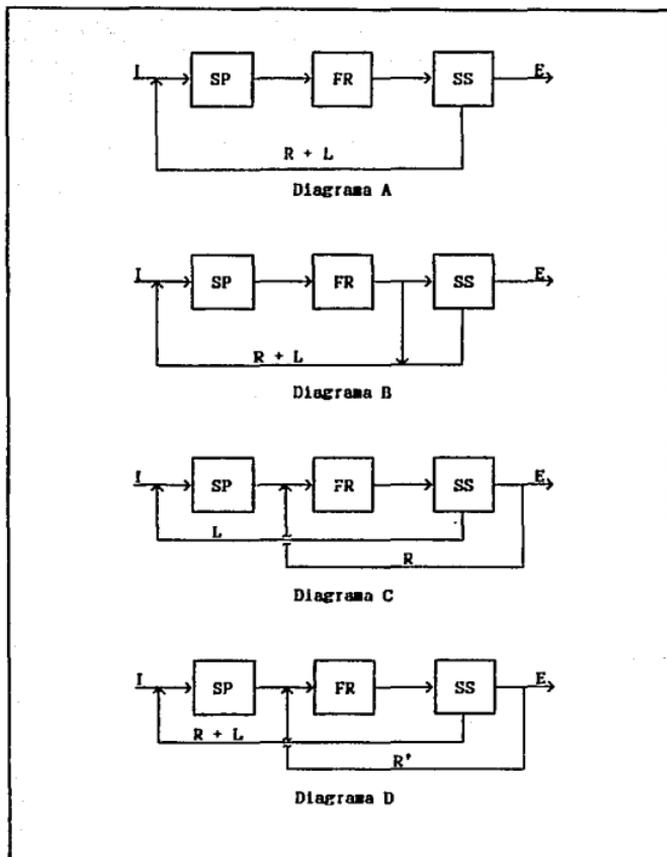
Hemos presentado las fórmulas de diseño más sobresalientes que, como se dijo, sólo son una aproximación a la realidad. Por si fuera poco, la disponibilidad de ésta variedad de métodos no brinda ventaja alguna ya que frecuentemente es difícil decidir cual usar y se crea una mayor incertidumbre en la validez del resultado. Bajo ésta perspectiva, el Cuadro III-5 se presenta como una guía. En él se ha resumido brevemente la aplicabilidad de las formulaciones expuestas.

Modificaciones del Sistema Convencional

Las variantes en el modo de usar la recirculación, la utilización de los lodos separados en las unidades de sedimentación y la adición de una segunda etapa con o sin unidades de sedimentación subsecuentes han permitido desarrollar una gran diversidad de modificaciones del sistema convencional que, a su vez, constituyen toda una gama de sistemas opcionales para satisfacer los requerimientos de tratamiento si para ello se piensa en el Sistema Filtro Rociador.

Sistemas de Etapa Simple

En las Figs. III-53 y 54 se ilustran los diagramas de flujo de 8 sistemas modificados de etapa simple. A su vez, el Cuadro III-6 hace patente en forma resumida una serie de importantes



I, Influyente; E, Efluente; R y R', Recirculaciones; L, Retorno de Lodos. FR, Filtro Rocliador; SP y SS, Sedimentadores Primario y Secundario.

Fig. III-53 Diagramas de flujo del Sistema Filtro Rocliador de Etapa Simple (Modificaciones A, B, C y D).

Fuente: Ref. 2.

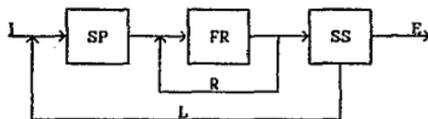


Diagrama E

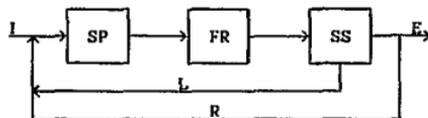


Diagrama F

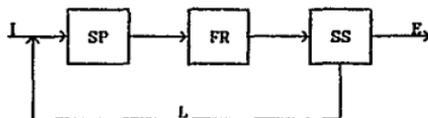


Diagrama G

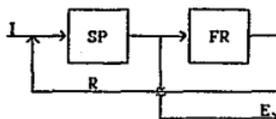


Diagrama H

I, Influyente; E, Efluente; R y R', Recirculaciones; L, Retorno de Lodos. FR, Filtro Rociador; SP y SS, Sedimentadores Primario y Secundario.

Fig. III-54 Diagramas de flujo del Sistema Filtro Rociador de Etapa Simple (Modificaciones E, F, G y H).

Fuente: Ref. 2.

Observaciones	Sistema Modificado
Son los patrones de uso más común.	A, B, C, D, E
Son los patrones más usuales para filtros de Baja Tasa.	G, H
Proporcionan mejores resultados en el tratamiento.	A, B, C, E
Proporcionan un menor grado de tratamiento.	G, H
Presentan una mayor aptitud para amortiguar las variaciones de carga orgánica.	A, B, C, D, F, H
Requieren de un sistema adicional para la remoción de los lodos del sedimentador secundario.	E, F, G
La recirculación del efluente y/o de los lodos es un factor determinante en el diseño del sedimentador primario.	A, B, C, D, F, H
Es el patrón más económico.	E

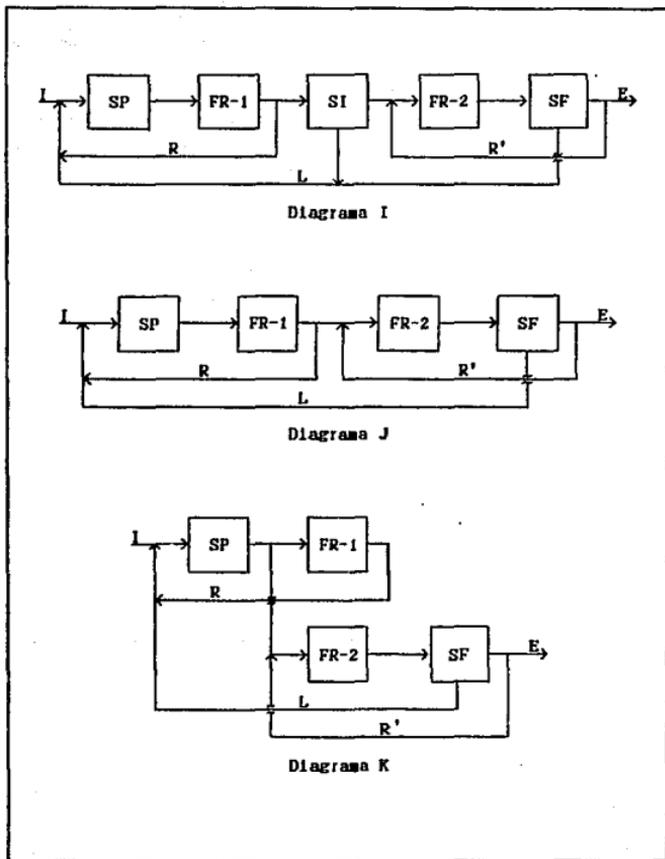
Cuadro III-6 Resumen de las observaciones más importantes sobre las modificaciones del Sistema Filtro Rociador de Etapa Simple.

observaciones sobre los sistemas mostrados, las cuales deben considerarse como una pauta orientadora acerca de los mismos.

Sistemas de Etapa Doble

Siguiendo el mismo modo de exposición empleado para las modalidades de etapa simple, en las Figs. III-55 y 56 y en el Cuadro III-7 se presenta lo relativo a 6 sistemas distintos de etapa doble.

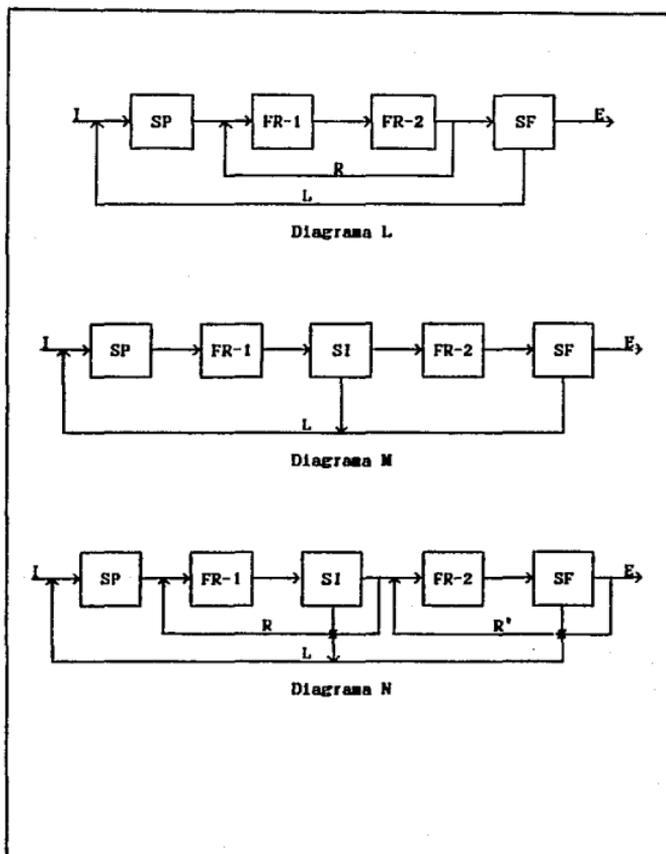
Finalmente, en el Cuadro III-8 se muestra la clasificación de los filtros rociadores resumiendo sus principales parámetros de diseño y características de operación, el cual constituye un marco comparativo de las opciones posibles para un Sistema Filtro Rociador Convencional o cualquiera de sus modificaciones de etapa



I, Influyente; E, Efluente; R y R', Recirculaciones; L, Retorno de Lodos; FR-1 y 2, Filtros Rociadores; SP, SI y SF, Sedimentadores Primario, Intermedio y Final.

Fig. III-55 Diagramas de flujo del Sistema Filtro Rociador de Etapa Doble (Modificaciones I, J y K).

Fuente: Ref. 2.



I, Influyente; E, Efluente; R y R', Recirculaciones; L, Retorno de Lodos. FR-1 y 2, Filtros Rocedores; SP, SI y SF, Sedimentadores Primario, Intermedio y Final.

Fig. III-56 Diagramas de flujo del Sistema Filtro Rocedor de Etapa Doble (Modificaciones L, M y N).

Fuente: Ref. 2.

Observaciones	Sistema Modificado
Son los patrones de uso más común.	I, J, K, N
No requieren de una unidad de sedimentación intermedia.	J, K, L
Parte del efluente del sedimentador primario se desvía directamente al filtro de la 2a. etapa.	K
Pueden usar en la 2a. etapa un filtro de Baja Tasa.	I, M, N
Son más favorables para el tratamiento de aguas residuales domésticas.	J, K, L
Desarrollan una mayor actividad biológica en el segundo filtro, lo que se traduce en un mejor tratamiento.	J, K, L
Con ciertas aguas residuales con un alto contenido de residuos industriales en las que la concentración de compuestos orgánicos solubles sea alta tienden a producir una gran cantidad de sólidos biológicos, los cuales, pueden afectar adversamente al filtro de Baja Tasa de la 2a. etapa si no son removidos.	J, K, L
Los sólidos biológicos desprendidos en la 1a. etapa pasan directamente al segundo filtro.	J
La recirculación del efluente y/o de los lodos es un factor determinante en el diseño de las unidades de sedimentación.	I, J, K, N
Patrón con recirculación en el que ésta no influye en el diseño de las unidades de sedimentación.	L

Cuadro III-7 Resumen de las observaciones más importantes sobre las modificaciones del Sistema Filtro Rotador de Etapa Doble.

simple o doble.

Tipo de Filtro	CHS	CO	Remoción de DBO ₅	Recirculación	Profundidad	Presencia de insectos voladores	Desprendimiento de la biomasa	Ocurrencia de la Nitrificación
	(m ³ /m ² .día)	(kgDBO ₅ /m ³ .día)	(%)		(m)			
Baja Tasa o Tasa Estándar	1.02-3.66 1.17-3.52£	0.08-0.40 0.19-0.35£	80-85 85£	Mínima No£	1.80-2.40 1.80-3.00£	Muchos -	Intermitente -	Completa -
Tasa Intermedia	3.66-9.36	0.24-0.48	50-70	Usual	1.80-2.40	Varía	Varía	Parcial
Alta Tasa	9.36-36.63 11.72-35.16£	0.40-4.80 0.72-1.44£	65-80 85£	Siempre 1:1-4:1£	0.90-2.40 0.90-2.40£	Pocos -	Continúa -	Nitritos -
Super Tasa	14.25-85.47* 35.16-175.82£	>4.80 0.64-3.20*£	65-85 40-80*£	Usual 0.5:1-2:1£	>12.20 4.60-12.20£	Pocos -	Continúa -	Limitada -
De Desbaste	56.98-170.94*	>1.20	40-65	No requerida normalmente	0.90-6.10	Pocos	Continúa	No

* No incluye la recirculación.

Fuente: Refs. 2, 3(£)

Cuadro III-8 Resumen comparativo de los parámetros de diseño y las principales características de operación de los diferentes tipos de filtros que son usados en el Sistema Filtro Rociador Convencional y en sus modificaciones de etapa simple y doble.

IV

ECONOMIA DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS

Más que dar cifras del costo económico que implica el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de México mediante cualquiera de los sistemas propuestos, se pretende ofrecer un panorama del mismo que pueda servir como un criterio primario desde el punto de vista económico en la elección del sistema más apropiado.

A priori, lo anterior puede resultar muy subjetivo; sin embargo, por muchas razones no lo es. En la elección es indispensable el análisis del marco circunstancial que condiciona al propósito fundamental y delimita la solución que particularmente habrá de ser aplicada. Así, dicho análisis deberá contemplar los siguientes puntos:

- 1° Definir el gasto global que se requiere tratar.
- 2° Plantear la posible localización de la o las plantas de tratamiento. Esto constituye uno de los puntos claves ya que se

podrá determinar la disponibilidad del agua residual sobre una base real y, con ello, la capacidad de la o las plantas de tratamiento.

- 3° Determinar el o los usos que habrá de tener el agua renovada y, por ende, definir la respectiva calidad FQB que se pretende obtener.
- 4° Caracterizar las aguas residuales y con ello delimitar su tratabilidad por los métodos propuestos²¹.
- 5° Determinar el nivel de tratamiento requerido. Conforme a la caracterización de las aguas residuales y a la calidad FQB deseada en el efluente se seleccionarán los sistemas a nivel preliminar, primario y/o terciario que complementarán al sistema propuesto a nivel secundario.
- 6° Elegir la metodología que habrá de utilizarse para el tratamiento y/o el manejo y la disposición de los lodos de desecho.
- 7° Considerar las expectativas para un posible aumento en la capacidad y/o en el nivel de tratamiento. En el caso de que dicho incremento sea factible, tal deberá preverse en todos los aspectos desde el proyecto inicial.

Es evidente que las variantes en cada uno de los lineamientos expuestos impedirá seguramente la sustentación de una solución única de aplicabilidad general. De aquí que tengamos que delimitar nuestro marco de comparación económica única y exclusivamente a los sistemas de tratamiento a nivel secundario, lo cual es suficiente en vista de los fines que persigue el presente trabajo. Pero, no por ello dejarán de ser mencionados ciertos puntos que son de importancia y que enriquecen el panorama sobre el costo económico que implica el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de México.

21 La caracterización debe realizarse en diversos puntos de la ciudad de modo que se puedan seleccionar las aguas cuya tratabilidad mediante los sistemas propuestos sea más conveniente.

Existen factores que serán relativamente constantes en la implementación de cualquiera de los 3 sistemas propuestos, tales como: la inclusión de unidades de igualación; los sistemas de cribado, desarenador y de bombeo de agua cruda; la clarificación primaria; el relieve del terreno; la infraestructura para y el control de calidad; el requerimiento del personal de mantenimiento, operación, control de calidad y administración; y la previsión para un futuro aumento en la capacidad y/o en el nivel de tratamiento.

En contraposición, aquéllos factores que marcan una gran diferencia entre la terna considerada son aparte del rector biológico: la sedimentación secundaria; los sistemas de bombeo para la recirculación; los sistemas de tratamiento de los lodos de desecho ya sean mediante digestión aerobia o anaerobia; los sistemas para el manejo y la disposición de los lodos de desecho ya sean centrifugas, filtros prensa o filtros a vacío; posiblemente la gran mayoría de los sistemas de tratamiento complementarios a nivel terciario; y los requerimientos de energía, tubería y accesorios, agentes desinfectantes y área de terreno. Y otros que aunque pueden ser diferentes en los 3 casos por su impacto suelen ser de menor trascendencia como: las instalaciones eléctricas; los requerimientos de instrumentación y automatización; las actividades de mantenimiento; y los suministros de materiales y repuestos.

COMPARACION ECONOMICA DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS

A continuación se presentan los resultados de 2 estimaciones diferentes sobre los costos del capital inicial y de operación y mantenimiento para los sistemas en cuestión.

Primeramente, en el Cuadro IV-1 se expone lo que es de nuestro interés de un amplio análisis de costos por consumo de energía de distintos pequeños sistemas de tratamiento de aguas residuales publicado por The Journal of Water Pollution Control Federation en 1981. Dicha información corresponde a un diseño del sistema con una capacidad de tratamiento de $0.0438 \text{ m}^3/\text{seg}$ para un agua residual caracterizada por valores de DBO_5 y SS de 210 y 230 mg/l.

Costo* y Eficiencia	Unidad	Sistema		
		Lodos Activados	Contactor Biológico	Filtro Rociador
Capital Inicial**	\$ × 10 ⁶	5 400	4 320	4 860
Operación y Mantenimiento	\$ × 10 ⁶ /año	402	312	316
Costo Unitario	\$/m ³	291	226	229
Remoción de DBO ₅	%	90	86	86
Remoción de SS	%	91	87	87

* Actualizado al mes de octubre de 1991.

** Basado en un valor del Engineering News Record Construction Cost Index de 1900.

Cuadro IV-1 Resumen de los costos y eficiencias de los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador para un flujo de diseño de 0.0438 m³/seg.

Fuente: Ref. 15.

respectivamente; y que proporciona un efluente con valores de DBO₅ y SS, cada cual, en el rango de 20 a 30 mg/l. Por lo que respecta a los datos económicos, tales han sido actualizados al mes de octubre de 1991; el procedimiento empleado para el ajuste de los costos se describe en el Apéndice A.

Por otro lado, en los Cuadros IV-2 y 3 se muestra la información que con mayor amplitud y detalle publicó BF Goodrich Company Environmental Products en 1981. Tal corresponde a un diseño del sistema con capacidad de tratamiento de 0.4381 m³/seg para residuos municipales con una DBO₅ de 200 mg/l y que produce un efluente con un valor de DBO₅ de 10 mg/l. También, en éste caso, los costos están actualizados al mes de octubre de 1991 siguiendo el mismo procedimiento descrito en el Apéndice A.

Según la información expuesta, para un diseño con una capacidad de tratamiento de 0.0438 m³/seg resulta más económico tanto en la inversión inicial como en los costos de operación y mantenimiento, el empleo del Sistema de Contactor Biológico aunque su eficiencia de remoción en términos de DBO₅ y SS es ligeramente

Costo* y Eficiencia	Unidad	Sistema		
		Lodos Activados	Contactador Biológico	Filtro Rociador
Capital Inicial**	\$ × 10 ⁶	161 811	160 731	138 888
Operación y Mantenimiento	\$ × 10 ⁶ /año	3 532	3 073	2 257
Costo Unitario	\$/m ³	256	222	163
Remoción de DBO ₅	%	95	95	95

* Actualizado al mes de octubre de 1991.

** Basado en un valor del Engineering News Record Construction Cost Index de 3500.

Cuadro IV-2 Resumen de los costos y eficiencias de los Sistemas de Lodos Activados, Contactador Biológico y Filtro Rociador para un flujo de diseño de 0.4381 m³/seg.

Fuente: Ref. 21.

Costo (\$ × 10 ⁶ /año)*	Sistema		
	Lodos Activados	Contactador Biológico	Filtro Rociador
Trabajo	2 058	1 793	1 388
Energía	934	848	475
Materiales y Suministros	205	178	140
Químicos	335	254	254
Total: Operación y Mantenimiento	3 532	3 073	2 257

* Actualizado al mes de octubre de 1991.

Cuadro IV-3 Resumen de los costos de operación y mantenimiento de los Sistemas de Lodos Activados, Contactador Biológico y Filtro Rociador.

Fuente: Ref. 21.

inferior al más efectivo, o sea, el Sistema de Lodos Activados. Y para un diseño con una capacidad de tratamiento 10 veces mayor es más económico, en ambos rubros, el Sistema Filtro Rociador asumiendo el mismo nivel de eficiencia. También resulta evidente

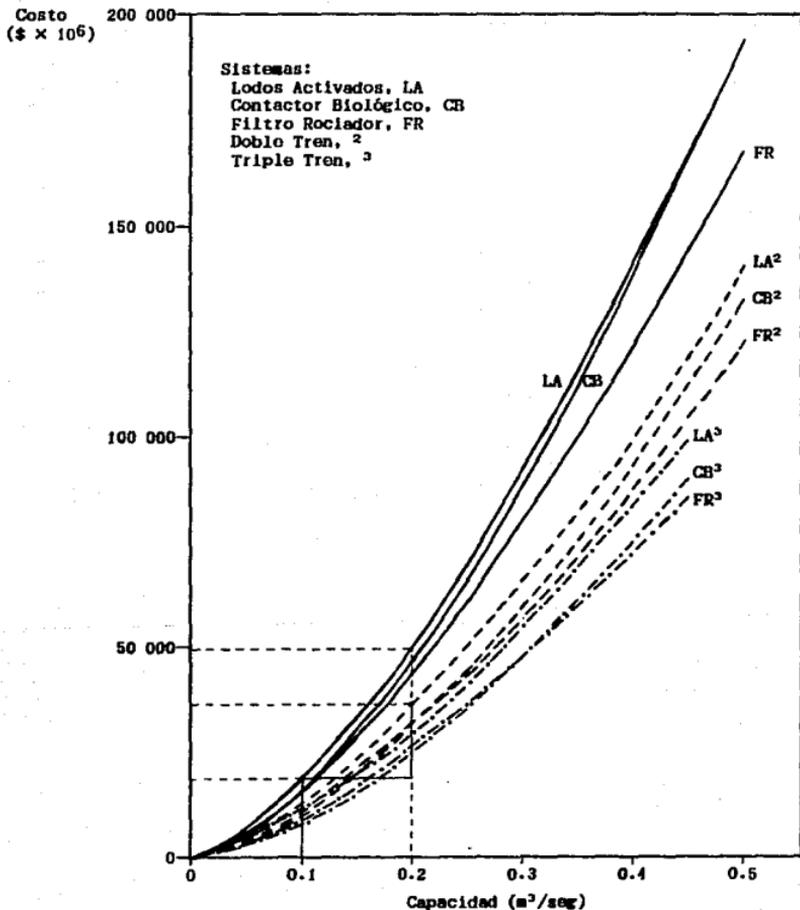


Fig IV-1 Costo inicial en función de la capacidad de tratamiento para los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador.

una diferencia entre las proporciones relativas de las capacidades de tratamiento y de los costos, siendo significativamente mayor la de los costos iniciales y ligeramente menor la de los costos de operación y mantenimiento. Bajo éstas premisas se hace patente que los costos no siguen una relación lineal con respecto a la capacidad de tratamiento. Por tal razón y con el fin de abundar más en los aspectos económicos para sustentar criterios de mayor solidez, se realizó mediante un método gráfico y una extrapolación de la información disponible, un análisis deductivo e inductivo cuyos resultados se describen a continuación.

En principio, se muestra la Fig. IV-1 en la cual se relaciona la inversión inicial de cada sistema en función de la capacidad de tratamiento. De ella se desprende que conforme aumenta la capacidad, la inversión inicial para los Sistemas de Lodos Activados y Contactor Biológico tenderá a incrementarse más significativamente en comparación con el Sistema Filtro Rociador.

Asimismo, las diferencias entre los costos mencionados para los 2 primeros sistemas tenderán a anularse. Además, se puede vislumbrar que a un valor dado de la capacidad de tratamiento para cualquiera

Capacidad (m ³ /seg)	Reducción (%)		
	Lodos Activados	Contactor Biológico	Filtro Rociador
<0.06	<17.6	<28.6	<33.3
0.05-0.12	-	-	27.6-33.3*
0.06-0.08	-	28.6-32.6	-
0.06-0.10	17.6-28.4	-	-
0.08-0.12	-	32.6-37.5*	-
0.10-0.50	28.4*	-	-
0.12-0.50	-	32.6	27.6

* Valores máximos.

Cuadro IV-4 Reducción en los costos iniciales para los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador por el uso de un doble tren.

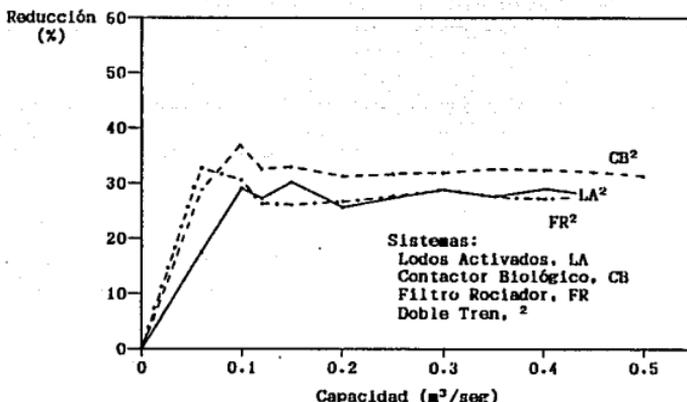


Fig. IV-2 Reducción en los costos iniciales para los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador por el uso de un doble tren.

de los 3 sistemas resulta más económica la implementación de un doble tren en el que en cada sección sea manejada la mitad del valor de la capacidad considerada. A su vez, para el mismo valor es aún más económico implantar un triple tren que maneje, en cada cual, un tercio de tal.

Las reducciones en la inversión inicial obtenidas para cada uno de los sistemas empleando un doble tren se resumen en el Cuadro IV-4 y gráficamente se muestran en la Fig. IV-2. En ambos se puede ver que los valores son prácticamente constantes a una capacidad mayor a 0.1 m³/seg y, en el caso de los Sistemas de Contactor Biológico y Filtro Rociador, se presentan reducciones máximas en un estrecho intervalo de capacidad siendo éste de 0.08 a 0.12 m³/seg para el primero y de 0.05 a 0.12 m³/seg para el segundo.

Las reducciones correspondientes para cada uno de los sistemas usando un triple tren se muestran en el Cuadro IV-5 y en la Fig. IV-3. Al igual que en el uso de un doble tren, los valores son prácticamente constantes pero a una capacidad mayor a 0.15

Capacidad (m ³ /seg)	Reducción (%)		
	Lodos Activados	Contactor Biológico	Filtro Rociador
<0.09	<32.3	<44.4	<44.4
0.08-0.15	-	-	40.5-44.4*
0.09-0.12	-	44.4-46.6	-
0.09-0.15	32.3-41.0	-	-
0.12-0.18	-	46.6-50.0*	-
0.15-0.45	41.0*	-	40.5
0.18-0.45	-	46.6	-

* Valores máximos.

Cuadro IV-5 Reducción en los costos iniciales para los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador por el uso de un triple tren.

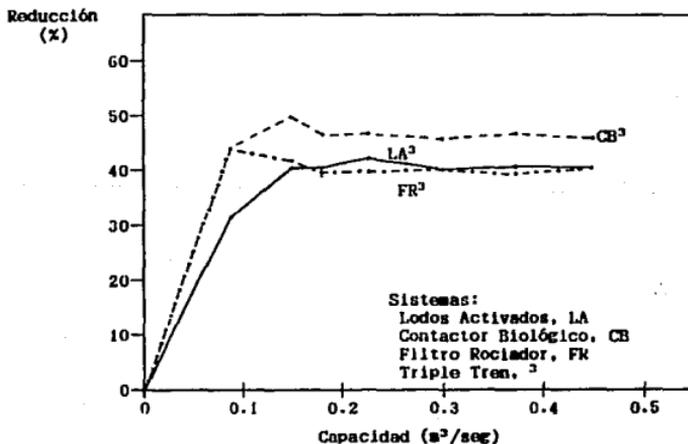


Fig. IV-3 Reducción en los costos iniciales para los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador por el uso de un triple tren.

m^3/seg y se obtienen también reducciones máximas en estrechos intervalos de capacidad para los Sistemas de Contactor Biológico y Filtro Rociador, los cuales son de 0.12 a 0.18 y de 0.08 a 0.15 m^3/seg , respectivamente.

Por otra parte, en la Fig. IV-4 se muestra la dependencia de los costos de operación y mantenimiento en función de la capacidad de tratamiento. En ella se puede observar que para los Sistemas de Lodos Activados y Contactor Biológico, dichos costos están en relación lineal con la capacidad de tratamiento mientras que para el Sistema Filtro Rociador no. En éste último sistema, el aumento del costo no es tan marcado a medida que se eleva la capacidad. Ahora bien, dentro del intervalo de capacidad considerado, el uso

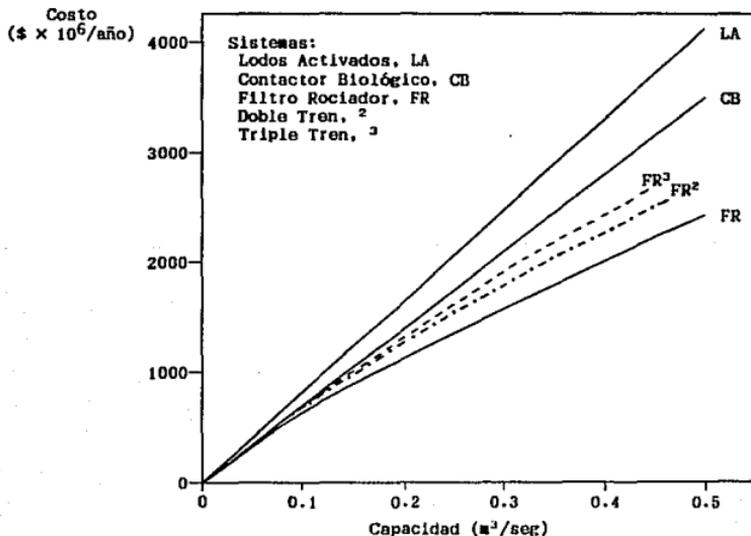


Fig. IV-4 Costos de operación y mantenimiento en función de la capacidad de tratamiento para los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador.

de arreglos en doble o triple tren sólo incrementará los costos de operación y mantenimiento para el Sistema Filtro Rociador. Los valores resultantes de tales aumentos para ambos casos se resumen en el Cuadro IV-6 y se ilustran en la Fig. IV-5. Tanto para un sistema de doble tren como para uno de triple, lo valores tienden a

Capacidad (m ³ /seg)	Aumento (%)	
	Doble Tren	Triple Tren
<0.10	<7.8	-
<0.15	-	<15.0
0.10-0.20	7.8-11.8	-
0.15-0.30	-	15.0-20.8
0.20-0.50	12.8	-

Cuadro IV-6 Aumento en los costos de operación y mantenimiento para el Sistema Filtro Rociador por el uso de un doble y un triple tren.

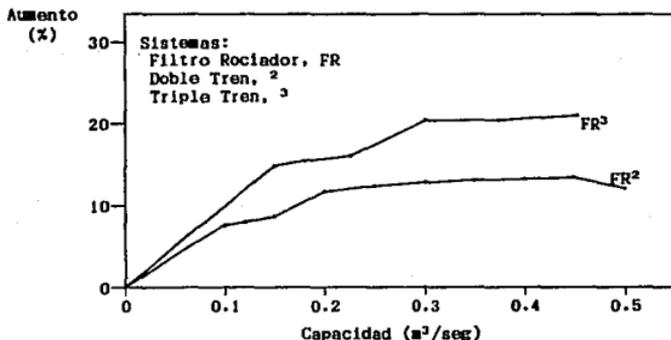


Fig. IV-5 Aumento en los costos de operación y mantenimiento para el Sistema Filtro Rociador por el uso de un doble y un triple tren.

C. I.
(\$ × 10⁶)

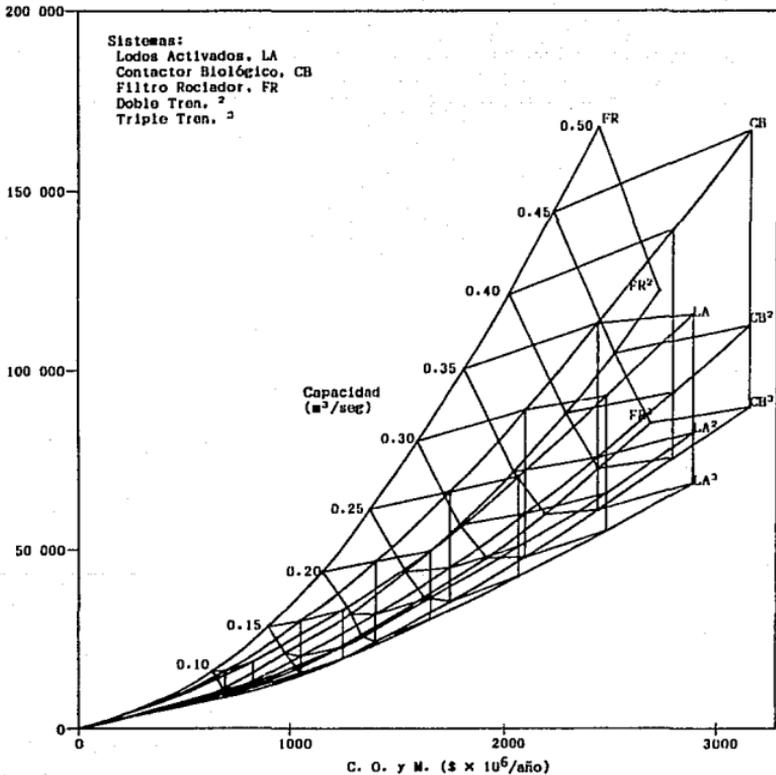


Fig. IV-6 Relación de los costos inicial y de operación y mantenimiento con la capacidad de tratamiento para los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador de simple, doble y triple tren.

ser relativamente constantes a una capacidad superior a 2.5 m³/seg. Comparativamente, el incremento siempre es mayor para un triple tren que para uno doble a un mismo valor de capacidad.

En la Fig. IV-6 se relacionan los costos de la inversión inicial y de operación y mantenimiento con la capacidad de tratamiento para los 3 sistemas con sus correspondientes arreglos en doble y triple tren. En ésta gráfica, se aprecia que conforme aumenta la capacidad de tratamiento las diferencias entre los costos de operación y mantenimiento de los sistemas son más significativas; los costos más altos corresponden al Sistema de Lodos Activados, los intermedios para el de Contactor Biológico y los más bajos para el Filtro Rociador.

A partir de ésta gráfica se formuló el Cuadro IV-7, en él se tabulan en orden decreciente de factibilidad económica los sistemas de tratamiento analizados incluyendo las versiones de doble y triple tren para diferentes valores de capacidad. Cabe señalar que en la respectiva nominación se toman en cuenta tanto los costos

Factibilidad Económica	Capacidad (m ³ /seg)							
	0.10	0.15	0.20	0.25	0.30	0.35	0.40	0.45
1°	FR	FR ³	FR	FR ²	FR ²	FR ²	FR ³	FR ³
2°	CB ³	CB ³	FR ²	FR ²				
3°	FR ²	FR	FR ²	FR	FR	FR	FR	FR
4°	CB ²	FR ²	CB ³					
5°	FR ³	CB ²						
6°	CB	CB	CB	CB	CB	LA ³		
7°	LA ³	LA ³	LA ³	LA ³	LA ³	CB		
8°	LA ²	LA ²	LA ²	LA ²	LA ²	LA ²		
9°	LA	LA	LA	LA	LA	LA		

LA, Lodos Activados; CB, Contactor Biológico; FR, Filtro Rociador; ², Doble Tren; ³, Triple Tren.

Cuadro IV-7 Factibilidad económica de los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador incluyendo los arreglos de doble y triple tren para algunos valores de capacidad.

iniciales como los de operación y mantenimiento.

Por lo visto, dentro del intervalo observado, el Sistema Filtro Rociador prácticamente resulta ser la opción más económica aunque el Sistema de Contactor Biológico es altamente competitivo hasta una capacidad de tratamiento de $0.3 \text{ m}^3/\text{seg}$. En cambio, el Sistema de Lodos Activados se muestra como una solución poco atractiva económicamente hablando. Sin embargo, ésta situación no puede ser definitiva en la toma de decisiones ya que debe ser sopesada con los aspectos de carácter técnico de los sistemas tales como: la efectividad en la remoción, la complejidad en la operación, la sensibilidad a las cargas de choque o la vulnerabilidad a los residuos tóxicos e inhibidores, entre otros.

V

EVALUACION DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS

En los capítulos precedentes se han presentado los elementos que son esenciales para hacer una evaluación de los sistemas propuestos para el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de México, a fin de poder formular el o los medios de mayor conveniencia para satisfacer las necesidades imperantes. En éste capítulo se estructura la evaluación y la proposición de los métodos de tratamiento requeridos. El punto de partida lo constituye la delimitación de algunos de los incisos del análisis descrito al inicio del capítulo anterior.

MARCO DE REFERENCIA

Capacidad de Tratamiento

En el capítulo II, se formuló un planteamiento para el reuso

de agua integrado por 4 puntos que a corto y mediano plazo podrían aportar resultados tangibles en relación a los problemas de abasto de agua de primer uso. Respecto al primer punto, se asumió que a corto plazo sólo se podrá incrementar, en forma global, la capacidad de operación de las plantas de tratamiento hasta un 75% de la capacidad instalada actualmente. Con lo cual, según lo estipulado en el segundo punto, se requiere instalar a corto plazo una capacidad de tratamiento de 12.656 m³/seg como se indica en el Cuadro V-1.

Etapa	Capacidad (m ³ /seg)	Objetivo
I	2.769	Cubrir el déficit actual y la demanda excedente para el año 2000 para el riego de áreas verdes y para uso como agua de enfriamiento, control de incendios y algunos servicios generales en la industria.
II	5.387	Cubrir parcialmente la demanda en los sectores comercial, de servicios y no contabilizados destinándose para uso sanitario, control de incendios y algunos servicios generales.
III	4.500	Intercambiar agua renovada para uso agrícola por agua de primer uso de zonas agrícolas de otras cuencas.
Total	12.656	Contribuir en un 74.1% a la supresión de la sobreexplotación de los mantos acuíferos del valle de México y satisfacer la demanda excedente para el riego de áreas verdes para el año 2000.

Cuadro V-1 Resumen de la capacidad de tratamiento de aguas residuales que se requiere instalar a corto plazo.

Localización de las Plantas

Es evidente que las plantas que habrán de instalarse de acuerdo a las necesidades expuestas deberán ser ubicadas en aquéllos predios que otorguen las mejores ventajas. La estrategia de selección deberá sustentarse básicamente en las razones

siguientes:

- 1° Estar localizados dentro de las zonas donde la influencia de los residuos industriales en las aguas residuales sea menor. A saber, las regiones suroriente, surponiente y poniente de la ciudad son las más viables dado que en ellas la influencia tiende a ser baja; como alternativa les siguen las zonas centro y oriente donde la tendencia es media.
- 2° Encontrarse lo más próximo posible a los conductos principales de la red de drenaje de la zona.

Es factible que tales condiciones ocasionen un incremento en el costo inicial ya que podría conllevar hechos tales como: la expropiación de predios y/o la demolición de construcciones.

Uso del Agua Renovada

El agua renovada que se pretende obtener deberá tener una calidad FQB que satisfaga la recomendada para el uso a que se le destine.

La Ref. 1 cita al Índice de Calidad de las Aguas Renovadas (ICAREN) como una medida de la calidad FQB del agua renovada y proporciona los valores de dicho índice para algunos usos, especificando, en cada caso, el número de parámetros sancionados.

De acuerdo a los usos que se proponen, según se muestra en el Cuadro V-1, y a la calidad FQB que se requiere en cada cual conforme a los valores del ICAREN reportados, se distinguen 4 niveles de calidad. El Cuadro V-2 muestra en síntesis lo referido.

Se hace patente la necesidad de minimizar el número de calidades diferentes en vista de que sería incosteable la instalación y operación de toda una infraestructura de tratamiento, distribución y almacenamiento para cada nivel de calidad en particular.

Se estima conveniente considerar sólo 2 niveles de calidad y que uno u otro satisfagan la calidad necesaria para los usos mencionados. Bajo ésta premisa, el Cuadro V-3 muestra con detalle

ICARen (adimensional)	Número de Parámetros Sanccionados	Sector	Uso
22	55	Industrial	Agua de enfriamiento.
27	152	Comercial De Servicios Municipal	Sanitario.
31	55	Comercial De Servicios Municipal	Control de incendios y servicios generales.
36	148	Agrícola Municipal Industrial	Riego de huertas y viñas, de cultivos que no deben consumirse crudos y de cultivos industriales. Riego de áreas verdes. Servicios generales.

ICARen, Índice de Calidad de las Aguas Renovadas.

Cuadro V-2 Calidad FQB requerida del agua renovada para los usos propuestos.

ICARen (adimensional)	Etapas	Capacidad (m ³ /seg)	Sector	Uso
27	I	1.850	Industrial	Agua de enfriamiento y servicios generales.
	II	5.387	Comercial De Servicios Municipal	Sanitario, control de incendios y servicios generales.
Total		7.237		
36	I'	0.919	Municipal	Riego de áreas verdes.
	III	4.500	Agrícola	Riego de huertas y viñas, de cultivos que no deben consumirse crudos y de cultivos industriales.
Total		5.419		

ICARen, Índice de Calidad de las Aguas Renovadas.

Cuadro V-3 Capacidad de tratamiento que debe ser instalada a corto plazo conforme a la calidad requerida del agua renovada para los usos propuestos.

la capacidad de tratamiento que debe ser instalada a corto plazo conforme a los 2 niveles de calidad del agua renovada considerados para los usos propuestos. Al respecto cabe señalar 2 consideraciones hechas:

- 1° Los usos propuestos se clasificaron en 2 grupos conforme al nivel de calidad requerido. Por una parte, se agruparon los de riego ya sea agrícola o de áreas verdes con un ICAREN de 36 y, por otra, todos los demás usos con un ICAREN de 27.
- 2° Al agua para el uso en el riego agrícola se le otorgó un nivel de calidad como mínimo, en éste caso, un ICAREN de 36. Esto es imprescindible sobre todo si se están involucrando regiones vecinas en la planeación de un intercambio de agua tratada por agua de primer uso. A pesar de que en muchos distritos de riego del país se emplean aguas negras, ésta práctica representa un serio problema social y ecológico.

Tratabilidad de las Aguas Residuales

Con anterioridad se puso de manifiesto la progresiva deficiencia que han presentado las plantas de tratamiento de aguas residuales en la ciudad y que tal se ha debido en esencia a la presencia de contaminantes recalcitrantes al sistema biológico en las aguas residuales. Para poder determinar si las aguas residuales que potencialmente pueden ser usadas son tratables a través de cualquiera de los sistemas propuestos es indispensable caracterizarlas y someterlas a pruebas experimentales mediante una planta piloto. Todo ello con la finalidad de fijar las necesidades y las limitaciones que delinearán el tratamiento requerido.

En éste sentido, sólo hacemos una extrapolación de la información a nuestro alcance. En la Fig. V-1 se grafican los valores medio, máximo y mínimo de los valores medios mensuales de la DBO_5 soluble del agua influente a 8 plantas de tratamiento instaladas en la ciudad registrados en los meses de enero a mayo de 1991 en función de los valores medio, máximo y mínimo de los valores medios mensuales de la remoción de la DBO_5 soluble

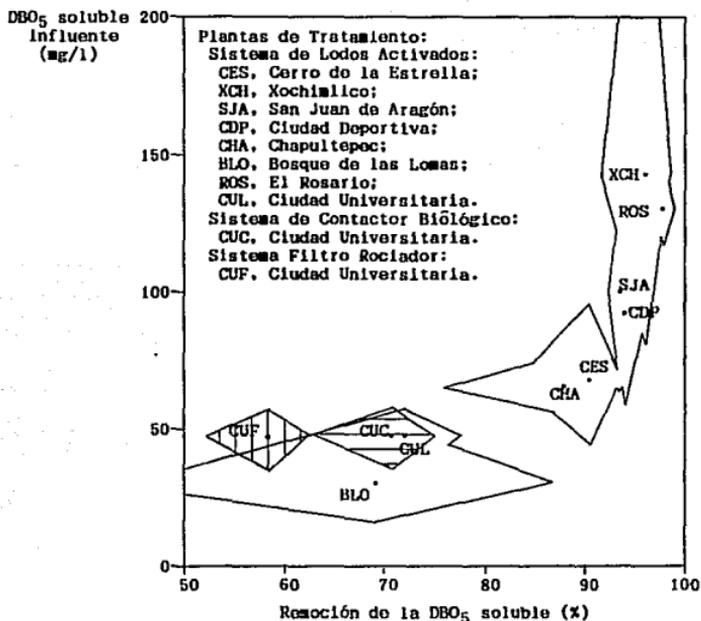


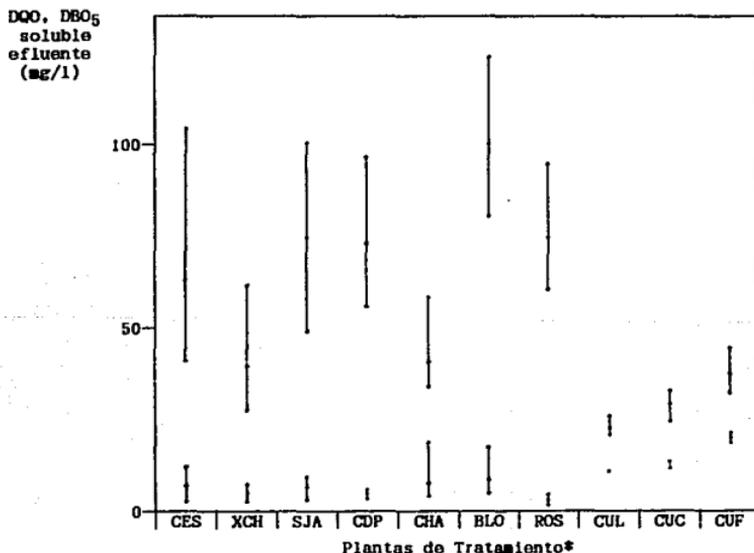
Fig. V-1 DBO₅ soluble del agua influente a 8 plantas de tratamiento de aguas residuales en función de la remoción de la DBO₅ soluble respectiva en los meses de enero a mayo de 1991 (valores medios mensuales).

obtenidos en las mismas plantas y en los mismos meses. Con dicha información se delimitan y conforman zonas dentro de las cuales puede decirse que es factible encontrar los valores medios mensuales de la DBO₅ soluble del agua influente y de la remoción de la DBO₅ soluble en dichas plantas durante la época de estiaje.

Por un lado, resulta claro que en las plantas que tienen un Sistema de Lodos Activados es factible la obtención de un porcentaje remoción de la DBO₅ soluble entre el 85 y el 95%.

excepto en las de Bosque de las Lomas y Ciudad Universitaria. Por lo que respecta a ésta última, se obtienen valores medios de eficiencia casi iguales para los Sistemas de Lodos Activados y Contactor Biológico; en cambio, el Sistema Filtro Rociador refleja resultados menos efectivos. A priori, puede decirse que tales comportamientos no son sorprendentes dado que se ajustan a las características respectivas de los sistemas involucrados. Sin embargo, los resultados expuestos son engañosos porque no denotan ineficiencia aunque numéricamente demuestren lo contrario.

En la Fig. V-2, se muestran los valores medio, máximo y mínimo



* Bajo la misma nomenclatura de la Fig. V-1.

Fig. V-2 Valores medios mensuales de la DQO y la DBO₅ solubles del efluente de 8 plantas de tratamiento de aguas residuales en los meses de enero a mayo de 1991.

de los valores medios mensuales de la DQO y la DBO₅ solubles del efluente de las mismas 8 plantas obtenidos en el periodo de estiaje ya mencionado. Allí puede apreciarse que en dicho lapso, los valores medios de los valores medios mensuales de la DBO₅ soluble de los efluentes fluctúan entre 3 y 9 mg/l y que los valores máximos correspondientes no sobrepasan los 19 mg/l. No obstante, los valores medios mensuales de la DQO soluble de los mismos efluentes oscilan entre 40 y 101 mg/l pudiendo asumir los valores medios mensuales desde 28 hasta 124 mg/l. Ello refleja un alto contenido de residuos remanentes.

En relación a la carga orgánica asumiremos entonces que podrán obtenerse los mismos niveles de remoción para la DBO₅ soluble, es decir, del 85 al 95% bajo los Sistemas de Lodos Activados y Contactor Biológico y como máximo al 85% con el Sistema Filtro Rociador. En cuanto a la reducción de la DQO soluble suponemos indispensable la implementación de un sistema de tratamiento complementario a nivel terciario.

EVALUACION

Bien, el propósito de la evaluación que se desarrolla a continuación es el encuentro de satisfactores a los requerimientos que resume el Cuadro V-3 que no es sino el cumplimiento de los objetivos primordiales en el presente trabajo: la comparación técnica y económica de los sistemas de tratamiento biológico secundario propuestos para sugerir aquéllos que resulten más convenientes para el tratamiento de las aguas residuales de la Ciudad de México de acuerdo a las necesidades actuales y futuras.

Cabe reiterar que para cubrir la capacidad de tratamiento requerida para ambos niveles de calidad es necesario considerar un número X de plantas que en suma nos proporcionen el gasto total a tratar para cada cual. Ello obedece a 2 razones importantes:

1° Dado el comportamiento de los costos, según fue visto, es más económico considerar n veces una capacidad de tratamiento dada que la capacidad de tratamiento total. Y ya que se estima

conveniente la instalación de varias plantas de tratamiento que sumen la capacidad total requerida, lo mejor sería que todas ellas tuvieran la misma capacidad parcial porque ello minimizaría las posibles variantes que habría que considerar en cada una y, a su vez, la uniformidad haría más sencillos los aspectos relativos a la planeación, la construcción, la operación y el mantenimiento de las mismas.

- 2° Es muy factible que la disponibilidad del agua residual a tratar en las zonas seleccionadas de la ciudad se encuentre limitada y, por ende, no pueda ni deba ser considerada sólo una planta de gran capacidad en un lugar dado sino al contrario, diversificar su número y que ollas sean instaladas en diferentes puntos.

Etapas I y II

Por los usos propuestos, éstas etapas deberán proporcionar un nivel de calidad más alto que el que hasta ahora se consigue en las plantas de tratamiento que operan actualmente. En virtud de los resultados obtenidos y esperados se vislumbra inmediatamente que los Sistemas de Lodos Activados y Contactor Biológico son los de mayor viabilidad en éste caso. Técnicamente, el Sistema de Lodos Activados en su versión convencional sería suficiente aunque para mejorar la remoción de la DQO soluble y tener una mayor capacidad para soportar las cargas de choque sería mejor aún emplear un Sistema Completamente Mezclado, de Aeración por Pasos o de Estabilización por Contacto. La desventaja que representa la complejidad en la operación correspondiente se vería disminuida con la amplia experiencia que se tiene en el manejo de los lodos activados. Por su parte, el Sistema de Contactor Biológico además de brindar la posibilidad de obtener niveles de remoción de la materia orgánica similares a los del Sistema de Lodos Activados y de ser capaz de soportar tanto las cargas de choque como las variaciones en el flujo dentro de un amplio intervalo sin la ocurrencia de trastornos de significancia en el sistema, reduce en

gran medida los requerimientos para el manejo y la disposición de los lodos de desecho. Pero desde el punto de vista económico, el Sistema de Contactor Biológico se hace más atractivo que el de Lodos Activados ya que los costos de la inversión inicial y de la operación y el mantenimiento respectivos son menores sobre todo éstos últimos, lo cual puede ser corroborado a través de la Fig. IV-6 y el Cuadro IV-7.

En base a los razonamientos anteriores y sin lugar a dudas, se considera al Sistema de Contactor Biológico como la mejor opción para ser empleada en las Etapas I y II. Por consiguiente, en el Cuadro V-4 se presentan 3 estimaciones posibles de los costos totales de la inversión inicial y de la operación y el mantenimiento para dichas etapas. Cada estimación emplea un modo diferente para cubrir el valor redondeado de la capacidad de tratamiento que en suma se requiere. En la terna se considera para cada planta un sistema con arreglo de triple tren. Como se podrá ver, la estimación No. 1 es más barata que la No. 2 y ésta a su vez

Concepto	Unidad	Estimación		
		1	2	3
Número de Plantas	-	36	24	16
Capacidad Unitaria	m ³ /seg.planta	0.20	0.30	0.45
Capacidad Total	m ³ /seg	7.20*	7.20*	7.20*
Capital Inicial Unitario	\$ × 10 ⁶ /planta	24 500	48 000	90 000
Capital Inicial Total	\$ × 10 ⁶	882 000	1'152 000	1'440 000
Costo de Operación y Mantenimiento Unitario	\$ × 10 ⁶ /año.planta	1 400	2 100	3 150
Costo de Operación y Mantenimiento Total	\$ × 10 ⁶	50 400	50 400	50 400

* Valor redondeado del estipulado en el Cuadro V-3.

Cuadro V-4 Estimaciones de los costos totales de la inversión inicial y de operación y mantenimiento de las Etapas I y II integradas por plantas de tratamiento mediante el Sistema de Contactor Biológico y bajo un arreglo de triple tren para 3 valores de capacidad de planta.

que la No.3. Una decisión sobre la mejor se cimentaría en algunas directrices, tales como: la disponibilidad del agua residual, los costos y la disponibilidad del terreno, o bien, los costos de la infraestructura adicional.

Etapas I' y III

Para éstas etapas, dados los usos sugeridos, puede ser más que suficiente un nivel de calidad similar al que actualmente se obtiene en las plantas de tratamiento. Aunque el número de parámetros sancionados para el nivel de calidad requerido es prácticamente igual que para la calidad necesaria en las Etapas I y II, puede considerarse con certeza una mayor flexibilidad en cuanto a las concentraciones permisibles de los mismos.

En vista de los resultados que el Sistema de Lodos Activados ha arrojado hasta ahora y sobre todo porque el uso que ha tenido el agua tratada ha sido predominantemente el riego de áreas verdes y la regulación de los niveles de los lagos y canales recreativos podría suponerse que tal sistema es el más conveniente; o bien, el Sistema de Contactor Biológico, pensando en obtener una eficiencia semejante con una mayor economía. Sin embargo, es importante tomar en cuenta al Sistema Filtro Rociador como un medio altamente competitivo a pesar de la teoría y la práctica. Según se ha citado, el Sistema Filtro Rociador es menos eficiente en la remoción de la carga orgánica y los resultados reales lo demuestran a través del proceso en la planta de la Ciudad Universitaria pero no pueden ser suficientes tales argumentos para descartarlo como la mejor opción.

Aquí cabe mencionar que a pesar de la eficiencia que muestra éste sistema en la planta mencionada, la calidad del efluente respectivo puede tomarse como aceptable.

Evidentemente, al sugerir al Sistema Filtro Rociador debemos pensar en un tipo de filtro de Baja Tasa con un medio de fijación sintético y cuyo patrón de diseño corresponda preferentemente a los diagramas A, B, C, D o E que muestran las Figs. III-53 y 54. Si fuera necesario un proceso de doble etapa los más convenientes

serían los diagramas J, K o L de las Figs. III-55 y 56. De cualquier manera, es muy factible que bajo un estricto control tanto en el diseño como en la operación puedan obtenerse resultados que satisfagan la calidad deseada en el efluente. Desde la perspectiva económica no hay contras que objetar; de hecho, al constituirse como el sistema más económico, según lo observado, dicha característica es la que realmente fundamenta su gran competitividad.

Por lo tanto, se propone al Sistema Filtro Rociador como la alternativa de mayor viabilidad para las Etapas I' y III. Y bajo el procedimiento seguido para las Etapas I y II se estructura el Cuadro V-5. La selección de la mejor estimación también dependerá de los mismos factores que fueron señalados para las Etapas I y II.

Concepto	Unidad	Estimación		
		1	2	3
Número de Plantas	-	27	18	12
Capacidad Unitaria	m ³ /seg.planta	0.20	0.30	0.45
Capacidad Total	m ³ /seg	5.40*	5.40*	5.40*
Capital Inicial Unitario	\$ × 10 ⁶ /planta	26 500	48 000	85 500
Capital Inicial Total	\$ × 10 ⁶	715 500	864 000	1'026 000
Costo de Operación y Mantenimiento Unitario	\$ × 10 ⁶ /año.planta	1 330	1 920	2 700
Costo de Operación y Mantenimiento Total	\$ × 10 ⁶ /año	35 910	34 560	32 400

* Valor redondeado del estipulado en el Cuadro V-3.

Cuadro V-5 Estimaciones de los costos totales de la inversión inicial y de la operación y mantenimiento de las Etapas I' y III integradas por plantas de tratamiento mediante el Sistema Filtro Rociador y bajo un arreglo de triple tren para 3 valores de capacidad de planta.

VI

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La situación prevaleciente en la Ciudad de México y su área metropolitana con respecto a la generación de aguas residuales y a la contaminación del agua fué definida, en principio, como una problemática magna, compleja y de vital trascendencia tanto por los aspectos inherentes al medio ambiente como por los numerosos nexos que tiene con muchos factores de diversa índole y cuya resolución es apremiante. La visión de los múltiples vínculos y el planteamiento de algunas soluciones al respecto vino a confirmar lo anterior aunque los objetivos pretendidos en el presente trabajo fueron más allá pero siempre bajo la mira de contribuir en la resolución de dicha problemática. Y es en torno a tales objetivos que se formulan las siguientes conclusiones y recomendaciones:

- 1° El punto de partida en la resolución de la problemática global se situó en la supresión de la sobreexplotación de los mantos acuíferos del valle de México. La degradación que se ha

presentado en la calidad FQB del agua extraída de ellos hace impostergable la reducción en el abasto que provee ésta fuente.

Por ello el reuso de agua se constituye como una piedra angular para lograrlo sustituyendo el caudal de sobreexplotación de 17 m³/seg como sigue: hasta un 74.1% con aguas tratadas y el 25.9% restante correspondería al gasto que sería ahorrado con el reemplazo de los dispositivos sanitarios del Programa del Uso Eficiente del Agua implantado por el Departamento del Distrito Federal.

- 2° Se requiere satisfacer la demanda excedente de agua renovada para el riego de áreas verdes para el año 2000, estimada en 0.878 m³/seg.
- 3° Para satisfacer los requerimientos de los puntos anteriores se sugiere la instalación a corto plazo de una capacidad de tratamiento de 12.656 m³/seg. Esto se formula asumiendo que a corto plazo sólo se podrá incrementar, en forma global, la capacidad de operación de las plantas de tratamiento hasta un 75% de la capacidad instalada actualmente.
- 4° La capacidad de tratamiento que se requiere tendrá como fin la obtención de 2 diferentes niveles de calidad del agua renovada para satisfacer respectivamente los usos propuestos para tal y deberá ser cubierta en 3 etapas como se indica a continuación:
 - Etapas I: Capacidad, 1.850 m³/seg; ICAREN, 27. Para uso en el sector industrial como agua de enfriamiento y para servicios generales.
 - Etapas I': Capacidad, 0.919 m³/seg; ICAREN, 36. Para uso en el sector municipal para el riego de áreas verdes.
 - Etapas II: Capacidad, 5.387 m³/seg; ICAREN, 27. Para uso en los sectores comercial, de servicios y municipal para servicio sanitario, control de incendios y servicios generales.
 - Etapas III: Capacidad, 4.500 m³/seg; ICAREN, 36. Para uso en el sector agrícola en otras cuencas haciendo un intercambio de agua de primer uso por agua tratada, la cual podría emplearse para el riego de huertas y viñas, de cultivos que no deben consumirse crudos y de cultivos industriales.
- 5° De la comparación técnico-económica podemos resumir lo

siguiente: el Sistema de Lodos Activados es un método de tratamiento de gran efectividad aunque su operación es relativamente compleja, sin embargo, es el más costoso; el Sistema de Contactor Biológico es un proceso tan efectivo como el anterior, operativamente es muy simple y económicamente resulta muy atractivo; el Sistema Filtro Rociador se sitúa como el menos efectivo, el más barato y su operación es relativamente fácil.

- 6° La capacidad de tratamiento que se requiere instalar deberá contar a nivel secundario con un sistema de tratamiento biológico aerobio. Conforme a la comparación técnico-económica de los sistemas propuestos y a la evaluación de los mismos en función de los aspectos de mayor importancia del marco circunstancial inherente, se definió la alternativa más viable para ser implementada en cada una de las etapas requeridas. Así para cubrir las Etapas I y II se propone al Sistema de Contactor Biológico como el más conveniente, encontrándose que para cubrir la capacidad de tratamiento que en suma para ambas se fijó en $7.2 \text{ m}^3/\text{seg}$, los costos del capital inicial total pueden fluctuar desde 882 000 millones de pesos por concepto de 36 plantas de una capacidad de tratamiento de $0.2 \text{ m}^3/\text{seg}$ cada una hasta 1 billón 440 000 millones de pesos por 16 plantas de una capacidad de $0.45 \text{ m}^3/\text{seg}$ cada cual, considerando en cada planta un sistema de tratamiento de triple tren; mientras que los costos de operación y mantenimiento totales se tasarán para la capacidad de tratamiento total en 58 800 millones de pesos al año. Por lo que respecta a las Etapas I' y III, se determinó que el Sistema Filtro Rociador es el más adecuado habiéndose estimado que para un valor de capacidad total fijado en $5.4 \text{ m}^3/\text{seg}$, los costos del capital inicial total podrán tasarse entre 715 000 millones de pesos por concepto de 27 plantas de una capacidad de tratamiento de $0.2 \text{ m}^3/\text{seg}$ cada una y 1 billón 26 000 millones de pesos correspondientes a 12 plantas de una capacidad de $0.45 \text{ m}^3/\text{seg}$ cada cual, considerando en cada planta un sistema de tratamiento de triple tren; y los costos de operación y mantenimiento totales fluctuarán entre 35 910 y

32 400 millones de pesos al año. Cabe reiterar que los costos estimados corresponder, básicamente al tratamiento a nivel secundario.

- 7° Para cubrir la capacidad de tratamiento total para cada nivel de calidad es recomendable considerar una misma capacidad para las plantas necesarias en cada caso ya que la uniformidad haría más sencillos los aspectos relativos a la planeación, la construcción, la operación y el mantenimiento de las mismas. Ahora bien, la capacidad de las plantas en uno y otro caso va a estar en función de la disponibilidad y la tratabilidad del agua residual en las zonas seleccionadas de la ciudad. Sabemos de antemano que las de mayor conveniencia son las regiones suroriente, surponiente y poniente.
- 8° A nivel terciario no deberá considerarse para la remoción de microorganismos patógenos el método de Cloración convencional para evitar la posible formación de compuestos organoclorados en el efluente. Habría que evaluar entre la Cloración con dióxido de cloro y la Ozonación para definir la mejor opción.
- 9° A mediano plazo, se requiere evaluar y planear la ampliación de la capacidad de captación superficial de agua pluvial y combinar su aprovechamiento para la recarga de los mantos acuíferos o para el uso doméstico.
- 10° A mediano plazo, se requiere evaluar y planear el incremento de la capacidad de tratamiento instalada para el riego de áreas verdes con el objeto de cubrir la demanda en éste rubro después del año 2000.
- 11° Es indispensable la elaboración de un reglamento amplio que permita sancionar la descarga al drenaje de las aguas residuales del sector industrial y que a cada usuario le sean fijadas rigurosas condiciones particulares de descarga de las mismas.
- 12° Se deben adoptar medidas contundentes para restringir el crecimiento de la ciudad ya sea a través de tasas impositivas, limitando la construcción de nuevos fraccionamientos habitacionales o evitando la proliferación de asentamientos irregulares, entre otras posibles.
- 13° Las autoridades correspondientes deben realizar una campaña de

inspección que permita desde el registro real de las tomas y la instalación o la reparación de los medidores hasta la reparación de las líneas de conducción de los usuarios que forman parte del grupo de los usos No contabilizados.

- 14° Si es necesario llevar a cabo una retabulación de las tarifas de consumo de agua de primer uso y que tales se encuentren realmente en función de los costos de suministro y de los patrones de consumo.
- 15° Las autoridades correspondientes deben producir programas audiovisuales para que a través de los medios de comunicación sean difundidos ampliamente y en los cuales se muestre claramente la realidad que vive la ciudad en relación al agua. Suele ser frecuente que a la población no se le de la información real, lo cual distorciona evidentemente la conciencia ciudadana sobre el problema.

APENDICE A

ACTUALIZACION DE LA INFORMACION ECONOMICA

La información económica desarrollada en el capítulo IV se derivó de 2 estimaciones diferentes de los costos del capital inicial y de operación y mantenimiento para los Sistemas de Lodos Activados, Contactor Biológico y Filtro Rociador. Ambas ajustadas al costo actualizado al mes de octubre de 1991 fueron presentadas en los Cuadros IV-1, 2 y 3 pero originalmente fueron publicadas en 1981, una por The Journal of Water Pollution Control Federation y, la otra, por BF Goodrich Company Environmental Products.

El criterio para actualizar dichos costos fue muy simple ya que se empleo un método gráfico. El procedimiento seguido se describe a continuación.

En noviembre de 1991, la Ref. 22 publicó un artículo detallado sobre la privatización de las empresas paraestatales entre 1983 y 1991. En tal se incluyeron los nombres de las 318 empresas vendidas en ese periodo y los de aquéllas de la iniciativa privada que las adquirieron, así como las fechas de los contratos de compra-venta y los precios nominales de cada una y los respectivos precios actualizados al mes de octubre de 1991.

Para cada empresa, los precios actualizado y nominal respectivos se relacionaron mediante la siguiente expresión:

$$f = \frac{\text{Precio Actualizado}}{\text{Precio Nominal}}$$

donde:

f, lo llamaremos factor de actualización y es adimensional.

Después, cada valor de f se relacionó gráficamente con la fecha del contrato de compra-venta correspondiente y se obtuvo la Fig. A-1.

De modo general, el costo actualizado al mes de octubre de 1991 de cualquier costo de referencia entre los meses de marzo de

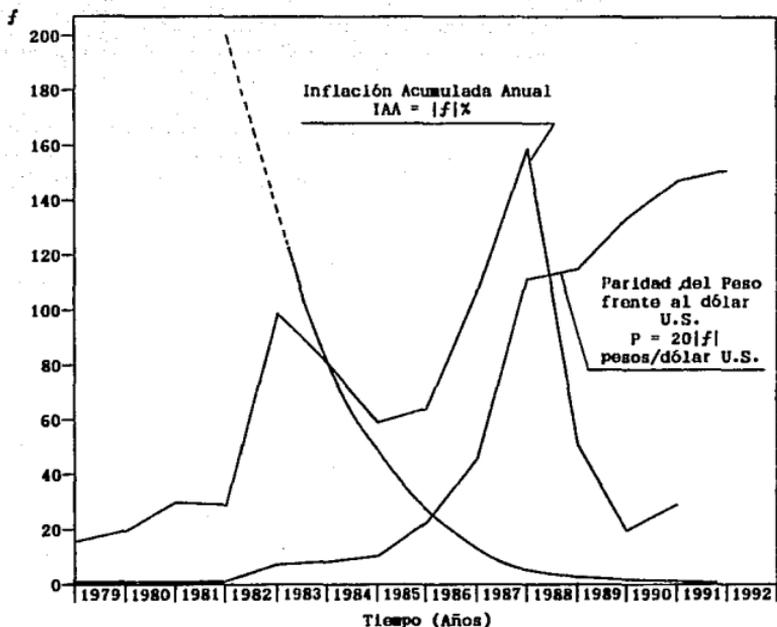


Fig. A-1 Factor de actualización en función del tiempo.
(La inflación acumulada anual y la paridad del peso frente al
dólar U.S. en función del tiempo se muestran como referencia).

1983 y octubre de 1991 puede determinarse a través de la expresión:

$$\text{Costo Actualizado (OCT-91)} = f[\text{Costo de Referencia (entre MAR-83 y OCT-91)}]$$

Ahora bien, extrapolando la curva se obtiene un valor de f de 200 para el mes de diciembre de 1981. De ésta forma, el costo de referencia en 1981 se actualizó al mes de octubre de 1991 así:

$$\text{Costo Actualizado (OCT-91)} = 200[\text{Costo de Referencia (81)}]$$

Y los resultados obtenidos son los mostrados en los Cuadros IV-1, 2 y 3.

La validez del procedimiento empleado se sustenta en las razones siguientes:

- 1° Los precios actualizados reportados en el artículo referido fueron calculados usando la tasa del Costo Porcentual Promedio (CPP) desde la fecha de venta hasta el mes de octubre de 1991.
- 2° El factor de actualización es un índice del incremento del costo del dinero en el periodo considerado. Su uso puede generalizarse ya que no depende en sí de su procedencia en particular. Por ejemplo, el giro de las empresas involucradas es muy diverso contándose desde industrias, manufactureras y bancos hasta líneas aéreas, astilleros, transbordadores, teléfonos, hoteles y restaurantes.
- 3° La relación entre los valores de f y las fechas del contrato de compra-venta guarda un comportamiento claramente definido y sin desviaciones integrando la curva mostrada en la Fig. A-1.
- 4° La extrapolación fue hecha hasta el mes de diciembre de 1981 siguiendo la tendencia de la curva, ello puede considerarse confiable ya que es a partir de ese mes en que dan comienzo 2 sucesos trascendentales en la economía mexicana y que han sido característicos en la última década: por un lado, la creciente devaluación del peso frente al dólar U.S. y, por otro, un proceso inflacionario muy irregular y relativamente extremo. Bajo tales condiciones fueron calculados los precios actualizados reportados en el artículo referido. En contraste, para el tiempo anterior al mes de diciembre de 1981 es factible que el comportamiento de la curva sea otro y muy posiblemente con una inflexión de la misma dado que precedentemente hubo por lo menos un lustro de relativa estabilidad.

Cabe agregar que las Refs. 15 y 21 reportan las estimaciones de los costos en dólares U.S. y la conversión a la moneda nacional se realizó empleando una paridad de 27 pesos/dólar U.S.

BIBLIOGRAFIA

1. El Sistema Hidráulico del Distrito Federal. D.D.F. D.G.C.O.H. Proyectos, Estudios y Consultoría, S.A. México, 1982.
2. Wastewater Treatment Plant Design. Manual of Practice No.8 Cap. 14. Water Pollution Control Federation. U.S.A., 1977.
3. Culp Gordon L. & Folks Heim Nancy. Field Manual for Performance Evaluation and Troubleshooting at Municipal Wastewater Treatment Facilities. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. U.S.A., 1978.
4. Operation of Wastewater Treatment Plants. Manual of Practice No. 11 Cap. 11. Water Pollution Control Federation. U.S.A., 1976.
5. Antonie Roland L. Fixed Biological Surfaces-Wastewater Treatment. The Rotating Biological Contactor. CRC Press, Inc. U.S.A., 1976.
6. Fair, Geyer y Okun. Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales. Vol 2. LIMUSA. México, 1984.
7. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 14th. Ed. American Public Health Association. Washington, D.C. U.S.A. 1975.
8. Barnes Robert D. Zoología de los Invertebrados. 3a. Ed. Interamericana. México, 1977.
9. Manual de Operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Acueducto de Guadalupe. D.D.F. D.G.C.O.H. México, 1987.
10. Manual de Operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Chapultepec. D.D.F. D.G.C.O.H. México, 1982.
11. Manual de Operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Cerro de la Estrella. D.D.F. D.G.C.O.H. México, 1987.
12. Manual de Operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Ciudad Deportiva. D.D.F. D.G.C.O.H. México, 1987.
13. Manual de Operación de la Planta de Tratamiento de Aguas

- Residuales de San Juan de Aragón. D.D.F. D.G.C.O.H. México, 1987.
14. Reporte de Calidad del Sistema de Tratamiento y Reuso en la Temporada de Estiaje 1990-91. D.D.F. D.G.C.O.H. México, 1991.
 15. Middlebrooks E. Joe, Middlebrooks Charlotte H. & Reed Sherwood C. Energy Requirement of Small Wastewater Treatment Systems. Journal of Water Pollution Control Federation. Vol. 53 No. 7, 1172-1197. 1981.
 16. Biodek-Biological Wastewater Treatment Media. The Munters Corporation. Fort Myers, FL. U.S.A., 1981.
 17. Water and Wastewater Treatment Equipment and Process. Envirex-A Rexnord Company. Waukesha, WI. U.S.A., 1979.
 18. Biospiral-Rotating Biological Contactor. Walker Process Corporation. Aurora, IL. U.S.A.
 19. Flotating Biological Contactor. Walker Process Corporation. Aurora, IL. U.S.A.
 20. ACTIFIL-Media Sizes, Specifications & Applications for Biological Systems. Bulletin Act-78 Section 4. Norton Company. Akron, OH. U.S.A.
 21. PVC-Filter Media for Wastewater Treatment. BF Goodrich Company Environmental Products. Akron, OH. U.S.A., 1981.
 22. Epoca. Toda la Privatización. Epoca de México, S.A. No. 24 Sección: Patrimonio. 33-48. México 1991.