

2Ej.
23

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán



**DIMENSIONAMIENTO DE UNA PLANTA DE
TRATAMIENTO DE AGUAS POR EL SISTEMA
CONVENCIONAL DE LODOS ACTIVADOS Y POR
EL SISTEMA DE AERACION EXTENDIDA**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO . QUIMICO
P R E S E N T A N
QUINTERO ENSANA J. ROBERTO
SANTANA SANCHEZ ALFONSO**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis 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 GENERAL

PROLOGO	1
INTRODUCCION	4
1.- CARACTERIZACION DEL AGUA RESIDUAL	12
2.- PRUEBAS DE TRATABILIDAD	19
3.- DETERMINACION DE COEFICIENTES BIOLÓGICOS	28
4.- PRUEBAS DE SEDIMENTACION	47
5.- DIMENSIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO	67
6.- PROCESO DE CLORACION	116
7.- PROCESO DE DIGESTION DE LODOS	122
CONCLUSIONES	137
BIBLIOGRAFIA	139
GLOSARIO	141
ANEXO 1	146
ANEXO 2	209

I N D I C E

	Página
PROLOGO	1
INTRODUCCION	4
1.- CARACTERIZACION DEL AGUA RESIDUAL	12
1.1.- Aforos y Muestras	13
1.2.- Analisis de Laboratorio	18
2.- PRUEBAS DE TRATABILIDAD	19
2.1.- Aclimatación	22
2.2.- Secuencia de operación de las pruebas de tratabilidad	24
2.3.- Purga de lodos de la unidad experimental	26
3.- DETERMINACION DE LOS COEFICIENTES BIOCINETICOS	28
3.1.- Obtención de las Relaciones de Diseño	33
3.2.- Condiciones de Asentamientos de Lodos	43
4.- PRUEBAS DE SEDIMENTACION	47
4.1.- Sedimentación Primaria	47
4.2.- Sedimentación Secundaria	59
4.2.1.- Pruebas de Laboratorio	59
4.2.2.- Proceso de espesamiento	63
5.- DIMENSIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO	67
5.1.- Proceso de Lodos Activados	67
5.1.1.- Desarrollo de las Ecuaciones de Diseño	70
5.2.- Dimensionamiento del sistema de Lodos Activados	72
5.2.1.- Sedimentación Primaria	74
5.2.2.- Tanque de Aereación	78
5.2.2.1.- Cálculo de los Requerimientos de Potencia	83
5.2.2.2.- Cálculo de los Requerimientos de CaCO ₃ y Nutrientes	97
5.2.3.- Sedimentación Secundaria	101
5.2.4.- Corrección de Coeficientes Biocinéticos por Temperatura	102

5.3.- Dimensionamiento del sistema de Aereación Extendida	106
5.3.1.- Tanque de Aereación	110
5.3.2.- Tanque de Sedimentación Secundaria	115
6.- PROCESO DE CLORACION	116
6.1.- Obtención de los Parámetros de Diseño	118
6.2.- Dimensionamiento del Tanque de Contacto de Cloro	121
7.- PROCESO DE DIGESTION DE LODOS	122
7.1.- Características de Lodos	122
7.2.- Dimensionamiento de la Unidad de Digestión	127
CONCLUSION	137
BIBLIOGRAFIA	139
GLOSARIO	141
ANEXO 1 Técnicas de Laboratorio	146
ANEXO 11	209

derada puramente doméstica o puramente industrial o la mezcla de ambas, mediante la determinación de aquellos parámetros directamente relacionados con la cantidad de desechos contenidos en el agua.

En el capítulo 2 y 3 se hace una descripción de la forma en que se lleva a cabo las pruebas de biodegradabilidad y determinación de coeficientes biocinéticos, que consiste en una serie de pruebas a nivel planta piloto que tiene por objetivo comprobar si el agua residual es susceptible de ser tratada por métodos biológicos o no, y de ser así determinar los coeficientes de diseño.

Como se mencionara en la introducción el sistema de tratamiento comienza con el canal desarenador por donde pasa el agua residual a ser tratada, inmediatamente después es pasada al sistema de sedimentación primaria. Para el diseño de este equipo es conveniente determinar los parámetros de diseño como son velocidad de sedimentación de sólidos, carga superficial y tiempo de retención hidráulico óptimo para alcanzar el máximo porcentaje de sólidos removidos dentro del sistema. El capítulo cuatro fue realizado para presentar la técnica experimental más común utilizada en los laboratorios de tratamiento de aguas para la determinación de estos parámetros, así mismo se presenta la forma de llevar a cabo la determinación del área de espesamiento de lodos en la sedimentación secundaria.

El capítulo 5 y 6 presenta la secuencia de cálculo de las dimensiones reales del equipo de sedimentación primaria, tanque de aereación o reactor biológico y sedimentación secundaria para el proceso de lodos activados y aereación extendida, basándose en los parámetros obtenidos en la caracterización del agua residual, así como los coeficientes biocinéticos determinados en las pruebas de biodegradabilidad.

Como un complemento al proceso de tratamiento consideramos necesario incluir en los capítulos 7 y 8 el diseño de los procesos de cloración y digestión de lodos para los efluentes del tanque de sedimentación secundaria y purga respectivamente.

Los objetivos que se pretenden con la cloración es el de desinfección y reducción de la DBO que haya quedado en el agua residual tratada. En el proceso de digestión de lodos se pretende estabilizar los lodos activados provenientes de la purga del sistema de tratamiento, ya que estos despiden fuertes olores — además de que se general larvas que ocasionan problemas estomacales por la inhalación de gases desprendidos por estos.

INTRODUCCION

La contaminación es un fenómeno que con el transcurso del tiempo va desestabilizando el equilibrio ecológico de la naturaleza, debido a la presencia de partículas indeseables que deterioran la calidad del medio ambiente, provocando graves trastornos en los seres vivos.

Esto constituye uno de los problemas más negativos del hombre moderno que día con día se va incrementando, debido a diferentes factores, entre los cuales tenemos:

- a) El elevado crecimiento demográfico
- b) El desarrollo y la difusión de la tecnología industrial.
- c) El uso irracional de los recursos naturales.
- d) La creciente urbanización.

Es evidente que a medida que avanza la civilización, los problemas de deterioro del medio ambiente van siendo cada vez mayores, por ello se han venido desarrollando una serie de investigaciones destinadas a la búsqueda de nuevas formas y métodos de tratamiento que ayuden a disminuir la contaminación en el agua, aire y suelo.

La contaminación del agua es provocada principalmente por el vertido de descargas industriales y municipales en diversos cuerpos receptores, así como el uso de plaguicidas y fertilizantes en zonas de cultivo, siendo parte de los residuos arrastrados por la lluvia hacia los ríos o lagos.

Los principales contaminantes en el agua residual están constituidos por:

- a) Materia orgánica: Esta es producida principalmente por desechos domésticos, así como residuos de ciertos procesos de fabricación.
- b) Materia inorgánica: Esta constituida principalmente por compuestos de plomo, mercurio, sales de carbonatos, sulfatos y desechos de tipo ácido-base.

La acidez y la alcalinidad de las aguas residuales industriales son parámetros importantes, pues pueden producir condiciones sumamente perjudiciales en los cuerpos receptores.

El principal daño que ocasionan los contaminantes en los cuerpos receptores en que son vertidos, es la creciente mortandad de la vida acuática, siendo además las aguas de dichos cuerpos, no aptas para ser usadas como fuentes de abastecimiento público o recreacional.

Por lo anterior es lógico pensar que si el hombre ha desplazado un equilibrio en favor de la contaminación del ambiente, está obligado por propia conveniencia a tratar de restablecerlo, ayudando a la naturaleza en su autopurificación.

Cuando en una corriente se disuelven pequeñas cantidades de desechos, se inicia el proceso de autopurificación natural del agua, la que es llevada a cabo por microorganismos que degradan la materia orgánica convirtiéndola en compuestos más simples como CO_2 y H_2O .

Este proceso es llevado a cabo por microorganismos aerobios que utilizan el oxígeno disuelto en el agua, la cual es aerada naturalmente debido a la acción del viento sobre las aguas de los ríos, lagunas o lagos, o es producido por la acción fotosintética de la flora acuática.

Si sólo pequeñas cantidades de desechos son descargadas en una corriente, - el oxígeno utilizado para dichas transformaciones es rápidamente recuperado. El problema se complica cuando las concentraciones de desechos vertidos en las corrientes son altas, de tal forma que el O_2 requerido es mayor que el disponible en el sistema, siendo así insuficiente. Es entonces cuando el proceso de autoperificación ya no puede llevarse a cabo aerobicamente, pero puede llevarse a cabo anaerobicamente, este mecanismo es más lento y genera malos olores y pesti- ciedad. Para resolver estos problemas se han tomado como modelos los mecanismos de degradación natural. Para los tratamientos aeróbios se han ideado dispositi- vos de aereación tales como: aeradores mecánicos, sistemas rotatorios o por - contacto superficial y otros; ayudando así al tratamiento de la contaminación - del agua.

Los diferentes métodos de tratamiento de aguas se han desarrollado persi- guiendo dos fines principalmente: la remoción de sólidos y la estabilización - biológica de la materia orgánica.

Existen varios grados de tratamiento a los cuales se puede someter el agua a tratar, estos son: pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario o avanzado.

El pretratamiento consiste en una serie de rejillas o cribas que retienen - materia voluminosa y canales desarenadores donde son removidas arenas, ya que -

las mismas provocarían problemas en tuberías y equipos de bombeo.

El tratamiento primario consiste básicamente, en la separación de sólidos - sedimentables o flotables no removidos en el pretratamiento, además de la remoción de grasas y aceites. En el tanque de sedimentación primaria, las partículas se aglomeran aumentando su peso volumétrico e incrementando su velocidad de asentamiento, por lo cual arrastran a su paso materia finamente dividida que no sedimentaría por sí misma.

Cuando únicamente se cuenta con los dos primeros tipos de tratamiento, es conveniente la cloración de las aguas con lo que se eliminan cierto tipo de microorganismos dañinos para la salud.

El tratamiento secundario consiste de una serie de procesos biológicos y/o químicos a que son sometidos los efluentes del primario. Los procesos biológicos tienen como función principal descomponer el contenido orgánico de las aguas residuales, mediante el aprovechamiento de microorganismos que utilizan el oxígeno disuelto para el desarrollo de sus procesos vitales, y otros que no necesitan oxígeno para descomponer la materia orgánica, llevándose a cabo en forma aerobia y/o anaerobia respectivamente. Las dos formas de degradación bacteriana son de utilidad, pudiéndose establecer a voluntad las condiciones que favorezcan a una u otra, según lo requiera el proceso. Los subproductos obtenidos por vía aerobia son estables e inofensivos y los obtenidos por la vía anaerobia son inestables y de mal olor.

Existen varios tipos de tratamiento biológicos, entre los cuales se tienen:

- a) Lodos activados
- b) Filtros rociadores o percoladores.
- c) Lagunas de estabilización.

a) Lodos activados

Este proceso fué desarrollado en Inglaterra en 1914 por Andern y Lochell. Su función principal es oxidar y remover la materia orgánica soluble y coloidal presente en el agua residual.

El oxígeno necesario para que los microorganismos puedan llevar a cabo estas reacciones de oxidación y producción de nuevas células es suministrado por medio de difusores o aereadores mecánicos, y consiste en la agitación de una mezcla de agua residual la cual se estabiliza biológicamente en un reactor bajo condiciones aerobias, durante un tiempo adecuado para coagular una gran porción de sustancias coloidales, seguido de una sedimentación adecuada para separar el lodo floculado: el lodo activado es producido por los mismos microorganismos mediante la síntesis celular.

El modelo de flujo en el reactor puede ser de tipo flujo en pistón o mezcla completa y esto se debe a la forma en que suministra el oxígeno. En el primero el licor es mezclado por la acción de los difusores de aire que permanece constante conforme el líquido mezcla se desplaza a lo largo del tanque.

En el de mezcla completa se intenta imitar el régimen hidráulico existente en un reactor agitado mecánicamente, mediante el uso de equipo electromecánicos llamados aereadores, que además de suministrar el oxígeno necesario,

mantiene el licor completamente agitado, lo que ayuda a que los microorganismos estén en contacto con la materia orgánica.

Como se mencionó la parte fundamental del proceso se realiza en los tanques de aereación, donde el oxígeno es suministrado para satisfacer las demandas de los microorganismos y poder llevar a cabo la degradación de la materia orgánica a una rapidez tal que no se produzcan malos olores y septicidad.

La sedimentación de los lodos activados, se lleva a cabo en un tanque de sedimentación secundario, donde parte de éstos son recirculados para mantener una concentración adecuada en los tanques de aereación. El exceso de lodos es enviado a tratamiento de acuerdo a su disposición final que se le vaya a dar.

b) Filtros sociadores

Constan de un lecho empacado a través del cual se hace pasar el efluente del tratamiento primario. Al poner en contacto el líquido con los cultivos biológicos es absorbido por la biomasa y posteriormente biodegradado.

Al ser movido la materia orgánica por la película biológica, su espesor crece, desprendiéndose parte de la misma debido al peso y a la acción mecánica del agua, manteniéndose así un espesor casi constante en dichos filtros. La biomasa desprendida es separada del agua tratada en el sedimentador secundario.

c) Lagunas de estabilización

Su importancia radica en lo económico que presenta su construcción, - mantenimiento y operación; el principal problema que presenta es que se necesita una gran área de terreno para su instalación. Estas lagunas se clasifican - en anaerobias, aerobias y facultativas.

Las lagunas aerobias operan similarmente a un sistema de lodos activa dos, la única diferencia es que el oxígeno proviene de la fotosíntesis efectuada con vegetación microscópica (algas).

Las lagunas anaerobias no requieren de oxígeno para su actividad bacteriana de degradación, por lo cual no se necesitan grandes extensiones de terrenos.

Las lagunas facultativas son aquellas que operan tanto aerobia como anaerobiamente. En la parte superior la degradación se lleva a cabo por vía aerobia y en las profundidades, donde la luz no llega, el proceso es por vía anaerobia.

Los subproductos que se obtienen de los tratamientos a que son sometidas las aguas residuales son: material retenido por las cribas, arenas, materia flotante eliminada de la superficie del líquido en los tanques de sedimentación primaria, todos provenientes de estos y los lodos de la sedimentación secundaria. De los subproductos enunciados anteriormente, el acondicionamiento y disposición de lodos constituye un gran problema que requiere de un estudio similar al realizado para el tratamiento de aguas. Una vez separados los lodos --

crudos, sin tratamiento, hay que transformarlos en lodos digeridos, los cuales pueden secarse y eliminarse sin causar problemas posteriores de contaminación, estos pueden ser utilizados como abono o como relleno sanitario.

En el presente trabajo se hace una descripción detallada del tratamiento biológico para aguas residuales, así como de las características de los equipos requeridos. Lo anterior es con el propósito de que sea de alguna utilidad para profesionistas o futuros profesionistas interesados en el campo de la Ingeniería Sanitaria.

CAPITULO 1

CARACTERIZACION DEL AGUA RESIDUAL

Dentro de los objetivos que se pretenden con la caracterización de una corriente de agua residual es el de poder determinar el tipo de agua a tratar, dependiendo de los valores obtenidos de los parámetros analizados como son DBO y SSV. Estas aguas pueden ser puramente domésticas, industriales o la mezcla de ambas. Además esta caracterización nos ayuda en la selección del sistema de tratamiento a utilizar.

En la Tabla N° 1.1 se presenta una clasificación del tipo de aguas.

TABLA N° 1.1

TIPO DE AGUAS	DBO (mg/l)	SSV (mg/l)
Doméstica	100- 300	50-300
Industrial	1000-2000	50-300
Mezcla de ambas	500-1000	50-300

En la tabla del anexo II se muestra otra clasificación del agua residual doméstica en niveles de fuerza.

Para lograr la caracterización de una corriente de agua residual es necesario que se lleve a cabo un muestreo representativo de dicha corriente, a continuación se da una explicación de la forma en que se lleva a cabo estos muestreos.

1.1.- Afloras y muestreos

Las técnicas de muestreo utilizadas en un examen de residuos deberán aportar muestras representativas ya que de los datos que se obtienen del análisis de las mismas servirá de base para el diseño de las instalaciones de tratamiento.

Como no existe un procedimiento universal para realizar el muestreo - éste se hará en cada caso de modo que se ajuste a las condiciones de cada corriente y a las características del residuo contenido en él. Para lograr un buen muestreo deberán tenerse lugares representativos de las corrientes para la realización de los muestreos, además se deberá determinar la frecuencia y el tipo de muestra que ha de tomarse.

En las tuberías y canales estrechos y profundos, las muestras deben tomarse a un tercio de la profundidad del agua a partir del fondo. El punto de toma en los canales anchos deberá ir cambiando en forma cíclica a lo largo del canal.

La velocidad de flujo en el referido punto deberá ser, en todo momento, suficiente para evitar la deposición de sólidos. Al recoger las muestras, se debe procurar no originar una turbulencia excesiva que de lugar a la liberación de gases disueltos y produzca una muestra no representativa.

Las muestras pueden ser simples o compuestas dependiendo del parámetro que se vaya a determinar.

Una muestra simple es aquella que se colecta en un tiempo dado y es única y cuyos resultados no son representativos de un comportamiento real del sistema ya que estos cambian con la época del año y con la hora del día en que se determina. Los parámetros que se determinan en este tipo de muestras son: temperatura, pH, olor, turbiedad.

Una mezcla compuesta es aquella formada de la mezcla de varios afloros realizados a lo largo del día, y nos representa condiciones promedio del sistema, los cuales son más representativos de las condiciones reales. Los parámetros que se determinan con este tipo de muestras son: DQO, DBO, SST, SD, S. Sedimentados, $N-NH_3$, Fósforo total, Grasas y Aceites.

De nada servirá un programa de muestreo realizado con todo cuidado — si la integridad física, química y biológica de las muestras no se mantiene durante los periodos intermedios entre la toma y análisis de las mismas.

A pesar de la vasta investigación llevada a cabo sobre el problema de la preservación, no se ha logrado perfeccionar un tratamiento o método universal ni tampoco formular reglas fijas aplicables a muestras de todos los tipos.

Sin duda alguna, el análisis efectuado a continuación de la toma de la muestra es la forma más positiva de no cometer errores debido al deterioro de aquellas. Cuando las condiciones analíticas, tal y como sucede cuando se toma una muestra compuesta de 24 horas, se tomarán las medidas necesarias para su preservación. En la Tabla N° 1.2 se presenta una reciente recopilación de las técnicas de preservación de muestras para algunos parámetros.

TABLA Nº 1.2 DE PRESERVACION Y MUESTREO

PARAMETRO Y/O CONTAMINANTE	RECIPIENTE DE LA MUESTRA	PRESERVATIVO	VOLUMEN MINIMO	TEMPERATURA DE CONSERVACION	EFFECTUAR EL ANALISIS ANTES DE =
Color	P,V	----	550 ml	4° C	24:00 hrs.
Conductividad	P,V	----	100 ml	4° C	
Dureza	P,V	HNO ₃ a PH 2	100 ml	4° C	
Olor	V	----	200 ml	4° C	24:00 hrs.
pH	P,V	En sitio de m.	24 ml	AMBIENTE	6:00 hrs.
SOLIDOS					
Susp. Totales	P,V	----	100 ml	4° C	7 días
Dis. Totales	P,V	----	100 ml	4° C	7 días
Totales	P,V	----	100 ml	4° C	7 días
Volátiles					
	P,V	----	100 ml	4° C	7 días
	P,V	----	100 ml	AMBIENTE	24:00 hrs.
Temperatura	P,V	Sitio de muest.	100 ml.		
Turbiedad	P,V	----	100 ml	4° C	7 días
METALES					
Disueltos	P,V	HNO ₃ a PH 2	200 ml	AMBIENTE	6 Meses
Totales	P,V	HNO ₃ a PH 2	100 ml	AMBIENTE	6 Meses
MERCURIO					
Disuelto	V	HNO ₃ a PH 2	100 ml	AMBIENTE	30 días
Total	V	HNO ₃ a PH 2	100 ml	AMBIENTE	30 días
Acidez	P,V	----	100 ml	AMBIENTE	24:00 hrs.
Alcalinidad	P,V	----	100 ml	4° C	24:00 hrs.
Bromuro	P,V	----	100 ml	4° C	24:00 hrs.
Cloruros	P,V	----	50 ml	AMBIENTE	7 días
Cloro	P,V	Sitio de muest.	200 ml.	----	
Cianuros	P,V	Na OH PH 12	100 ml	4° C	24:00 hrs.
Fluoruro	P,V	----	100 ml	AMBIENTE	7 días
Ioduro	P,V	----	100 ml	4° C	24:00 hrs.
Nitrog. Amomiacal	P,V	H ₂ SO ₄ PH 2	400 ml	4° C	24:00 hrs.
Njeldhalt	P,V	H ₂ SO ₄ PH 2	500 ml	4° C	24:00 hrs.
Nitrato	P,V	----	100 ml	4° C	24:00 hrs.
Nitrito	P,V	----	100 ml	4° C	48:00 hrs.
OXIGENO DISUELTO					
	V	En sitio de muest. 300 ml Ambiente *			
	V	En sitio de muest. 300 ml Ambiente *			
FOSFATOS					
Orto-disueltos	P,V	Sitio de muest.	50 ml	4° C	24:00 hrs.
Hidrolizable	P,V	H ₂ SO ₄ a PH 2	50 ml	4° C	24:00 hrs.
Total	P,V	H ₂ SO ₄ a PH 2	25 ml	4° C	24:00 hrs.
Total disuelto	P,V	H ₂ SO ₄ a PH 2	50 ml	4° C	24:00 hrs.
Sflice	P	----	50 ml	4° C	7 días
Sulfato	P,V	----	100 ml	4° C	7 días
Sulfuro	P,V	Zn Acet./Zinc	500 ml	AMBIENTE	24:00 hrs.
Sulfito	P,V	Sitio de muest.	50 ml	AMBIENTE	

* Una preservación durante 4-8 hrs puede conseguirse, en algunos métodos de determinación con 0.7 ml de H₂SO₄ conc. y 20 mg de NaNO₃, véase Referencia (3) para las aplicaciones prescritas.

...///

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Continuación Tabla Nº 1.2

PARAMETRO Y/O CONTAMINANTE	RECIPIENTE DE LA MUESTRA	PRESERVATIVO	VOLUMEN MINIMO	TEMPERATURA DE CONSERVACION	EPLUTAR EL ANALISIS ANTES DE:
D.H.O.	P,V	---	300 ml	4° C	24:00 hrs.
DSC	P,V	H ₂ SO ₄ a PH 2	20 ml	AMBIENTE	7 días
Grasas y Aceites	V	H ₂ SO ₄ ó HCl a PH 2	50 ml	4° C	24:00 hrs.
Carbón orgánico	P,V	H ₂ SO ₄ ó HCl a PH 2	25 ml	4° C	24:00 hrs.
Feables	V	H ₃ PO ₄ ó CaSO ₄ / lt a pH 4	500 ml	4° C	24:00 hrs.
S.A.A.M.	P,V	---	250 ml	4° C	24:00 hrs.

INDICACIONES:

P = Recipiente plástico

V = Recipiente vidrio

PRESERVATIVO:

Con 3 ml de HNO₃/litro es suficiente.

Con el fin de obtener resultados confiables en la determinación, es necesario que la colección de la muestra y el almacenamiento se lleven a cabo cuidadosamente, por ejemplo:

Cuando se requiera determinar la cantidad de oxígeno disuelto en el agua residual se requiere que el recipiente donde se va a coleccionar la muestra se introduzca en la corriente con el fin de formar un sello de agua y únicamente se cuantifique el oxígeno en el agua residual.

Para la determinación de la DBO, la muestra debe ser conservada a una temperatura de 4°C si el análisis va a ser efectuado después de las 2 horas de colección y como máximo 24 horas. Pero es conveniente reportar junto con los resultados analíticos, los cambios de temperatura conforme transcurre el tiempo de almacenamiento. Cuando los resultados vayan a ser utilizados para propósitos regulatorios es necesario llevar a cabo el análisis dentro de las 16 horas siguientes como máximo.

Colecte la muestra en una botella de vidrio con tapa del mismo material todo previamente lavado. Llene el frasco dentro de la corriente y ciérrelo dentro del agua para evitar la introducción de aire. Durante la incubación coloque el papel o vasija de plástico sobre el frasco, para evitar la evaporación del sello del agua. Para controlar la temperatura a 20°C coloque la muestra en baño maría y cuide que no penetre la luz directa, ya que las algas producen O₂ en la muestra.

Para la DQO colecciona la muestra de la misma manera que para la DBO y cuando se efectúe el análisis homogenice la muestra, mezclándola bien de tal

forma que los resultados sean representativos. Es conveniente que cuando el análisis sea demorado, se preserve la muestra con H_2SO_4 conc. hasta lograr un $pH = 2$. Cuando se estima que la DQO es muy alta, diluya el agua residual con agua destilada ya que así se minimizan errores analíticos.

Para grasas.— Tómese la muestra en un frasco de boca ancha previamente aforado, y en el mismo envase se verifican los pasos analíticos. Preserve la muestra con 1 ml de HCl conc./80 g de muestra; no es conveniente preservarlo con $CHCl_3$ o benzoato de sodio, ya que este es un extractor de grasas, por tal motivo no es conveniente su uso porque lo diluye.

Para fosfatos.— Colecte la muestra y dejela sedimentar para eliminar la materia suspendida si no se aclara se filtra la muestra y se almacena. Si hay precipitación agite para lograr una suspensión uniforme y agregue 5 ml de $CHCl_3$ a 1 lt de muestra con lo que se retarda la actividad microbiana.

1.2.- Análisis de laboratorio.

Los análisis específicos a realizar dependen del tipo de la actividad industrial y de la finalidad del examen en cuestión.

En el anexo se describen los métodos y las técnicas utilizadas para la determinación de los parámetros utilizados para la caracterización de la corriente de agua residual problema, así como los utilizados para el diseño de la planta de tratamiento.

CAPITULO 33

PRUEBAS DE TRATABILIDAD

Las pruebas de tratabilidad son una serie de exámenes que se llevan a cabo para comprobar si el agua puede ser tratada por métodos biológicos, ya que de no ser así se buscarán otros métodos de tratamiento como el químico por ejemplo.

Antes de iniciar las pruebas de tratabilidad, es conveniente llevar a cabo la aclimatación de los microorganismos (biomasa) a las aguas residuales, ya que pueden contener sustancias tóxicas y/o inhibitorias en concentraciones tales que no permitan una respuesta adecuada en el sistema de tratamiento, por lo que sólo se perderá tiempo y dinero. De comprobarse que las aguas tienen este tipo de sustancias en concentraciones significativas es conveniente pensar en la posibilidad de diluir dicha concentración con aguas residuales puramente domésticas, las cuales por lo regular no presentan éste tipo de contaminantes.

Los tipos de reactores que se pueden utilizar para las pruebas son: reactor tipo batch y/o continuo.

La diferencia fundamental entre un reactor batch y un continuo es: contrariamente a lo que se ha obtenido en un reactor tipo batch, la DBO de la línea del efluente permanece constante en el reactor continuo operando en condiciones de estado estable y por ende la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) también permanecerá constante.

Los coeficientes biocinéticos que se obtienen en un reactor tipo batch son menos representativos que los que se obtendrían si se utilizara un continuo, ya

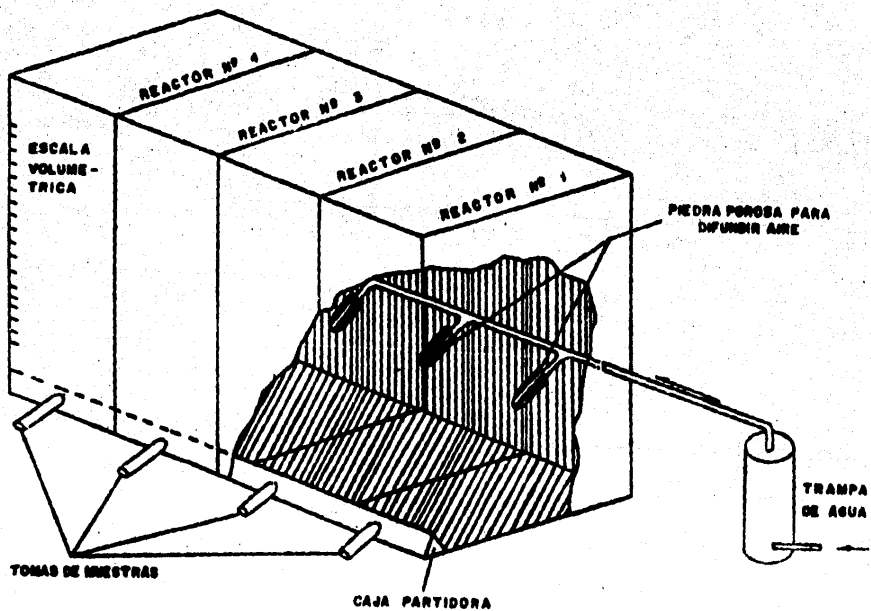


FIG. 2.1 REACTOR TIPO BATCH

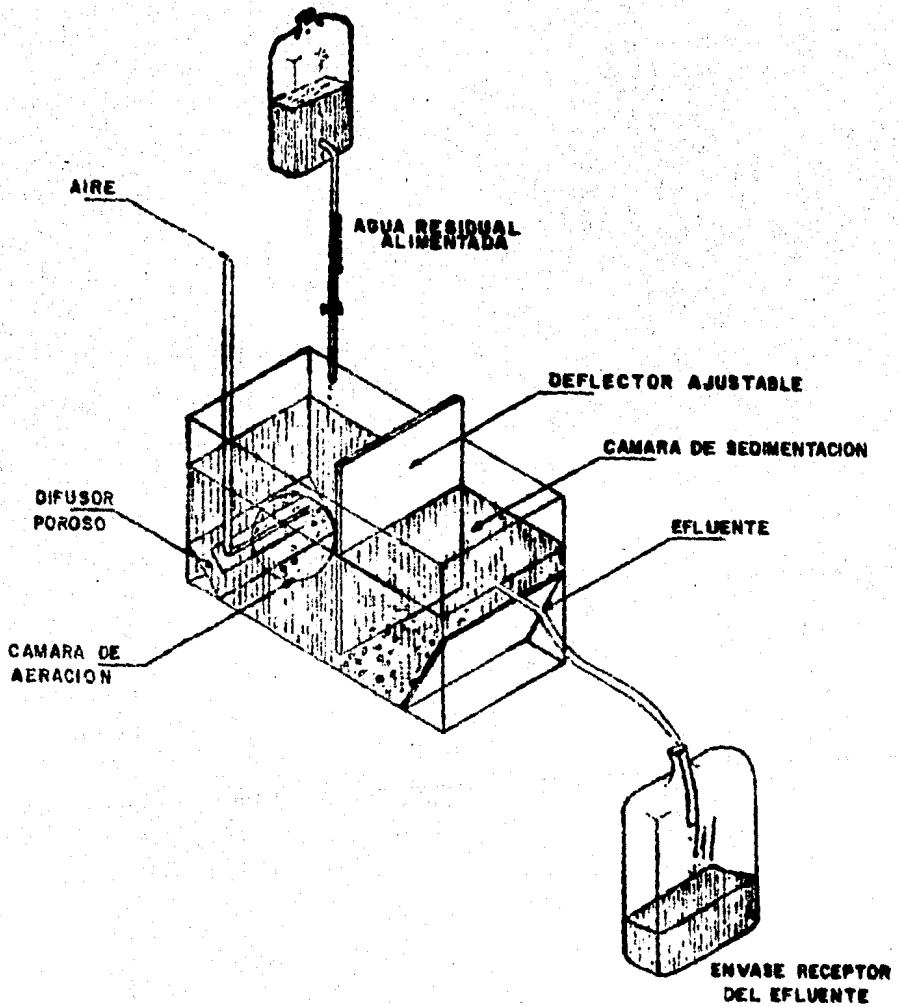


FIG. 2.2 REACTOR DE FLUJO CONTINUO

que en éste las condiciones de flujo se apegan más a la realidad.

En las Figs. N^o 2.1 y 2.2 se representan los reactores tipo batch y el tipo continuo respectivamente.

2.1.- Aclimatación

La aclimatación de los microorganismos, es la adaptabilidad de los mismos a las aguas residuales a tratar. Este proceso se lleva a cabo en una serie de reactores tipo batch con una capacidad aproximada de 2 litros cada uno, operando todos ellos en paralelo.

A cada reactor primeramente se le hace un sembrado de microorganismos es decir, de una planta de tratamiento en operación, se toma del tanque de aereación una cantidad tal de lodos que alcance para colocar por lo menos medio litro de lodos por reactor, inmediatamente después de que se ha llevado a cabo el sembrado de microorganismos, se le agrega a cada reactor la misma cantidad de agua residual a tratar e inmediatamente se les suministra aire continuamente hasta el fin de aclimatación. El objetivo de airear las aguas es el de proporcionar a la biomasa (microorganismos aerobios) el oxígeno necesario para la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual.

La adaptación se lleva a cabo en un período que va de una a tres semanas, por lo que la concentración de la materia orgánica en el reactor tipo batch va disminuyendo. Para tratar de mantener constante la concentración, se retira parte de las aguas ya degradadas e inmediatamente se adiciona un volumen igual al retirado de agua residual. Antes de retirar el agua, es necesario sus

penden la aereación para que de esta manera sedimenten los lodos producidos y el sobrenadante en el que se retira para así asegurar un suficiente alimento, crecimiento y reproducción de los microorganismos. Esta operación se repite diariamente desde el inicio hasta el final de la aclimatación.

Es conveniente determinar la cantidad de sólidos suspendidos volátiles mediante el análisis de una muestra de la cámara de aereación cada tercer día. La aclimatación se dará por terminada cuando obtenga una masa significativa de microorganismos, es decir, cuando se obtengan valores constantes de SSV.

Una vez que se ha llevado a cabo la aclimatación, los microorganismos son transferidos a los bioreactores de flujo continuo para así tener condiciones más representativas de un sistema real.

Los coeficientes que se determinarán son: coeficiente de crecimiento (μ) y el de descomposición (k_d) necesarios para el diseño.

El número de reactores es determinado de acuerdo a las necesidades requeridas por el experimentador ya que si se requiere de un mayor grado de confiabilidad en los resultados, estos deberán provenir del tratamiento estadístico de varios datos, por lo que el número de reactores generalmente está entre 3 y 4. Estos reactores normalmente se operan en paralelos.

Las unidades deberán funcionar a diferentes tiempos de retención celular para valorar el efecto de este sobre la eficiencia de remoción, ya que como se explicará más adelante ésta es proporcional de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$Q_c = Q_o N / (Q_p X_{vu} K S_e) \quad (2.1)$$

Donde:

N = Eficiencia de remoción

S_e = Concentración del sustrato en el efluente.

Q_o y Q_p = Caudal de entrada al reactor y del efluente respectivamente

X_{vu} = Concentración de SSV en la línea de recirculación

K = Constante de remoción del sustrato.

Q_c = Tiempo de retención celular.

En lo que respecta a la temperatura, ésta deberá mantenerse constante durante el ensayo, lo que hace que éste se efectúe en salas de temperatura estable. Se sugiere realizar los ensayos a dos temperaturas distintas que representen las condiciones críticas de verano e invierno.

El mecanismo de alimentación de agua residual a los reactores se lleva a cabo por gravedad con control capilar. Es recomendable las tuberías de entrada y salida sean de material transparente a fin de facilitar la observación de cualquier obstrucción que se pudiera tener.

2.2.- Secuencia de operación de las pruebas de tratabilidad.

Lléñese los reactores de flujo continuo con lodos previamente aclimatados en los reactores de tipo batch. La concentración de sólidos suspendidos volátiles poco a poco se incrementará conforme se vaya estabilizando el sistema.

Para la purga de lodos, se separa el deflector de sedimentación, se cierra la salida del efluente y se aumenta el caudal de aire para conseguir un

mezclado completo, inmediatamente después se procederá a extraer parte del líquido el cual será sustituido por agua residual. Esta agua estará bajo refrigeración hasta un poco antes de ser alimentada a los reactores, esto es con el fin de minimizar la actividad biológica.

Si las características de sedimentación son malas y el arrastre de sólidos fuese importante, la masa de sólidos que se pierdan tendrá que ser tomada en cuenta en la purga con la finalidad de asegurar un control adecuado sobre el sistema. El arrastre de sólidos dará como resultado menores tasa de purga una vez alcanzado el equilibrio. Una vez que este se ha alcanzado se fijará un programa de muestreo y análisis como el que se muestra en la Tabla N° 3.1

Los principales parámetros a determinar son:

- Consumo de oxígeno (CO).
- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) total y soluble.
- Sólidos suspendidos volátiles (SSV).

Además de los parámetros anteriores es necesario determinar nitrógeno y fósforo, ya que estos elementos son esenciales para el desarrollo microbiano.

El objetivo de estas pruebas de nitrógeno y fósforo, además de la obtención de datos para la determinación de los coeficientes es para saber si el efluente de estos reactores se encuentra nitrógeno y fósforo en alguna forma para de esta manera estar seguro que hay nutrientes para los microorganismos, ya que de no ser así, se tendrán que suministrar al sistema en forma de cloruro de amonio y fosfato sólido. Tenga cuidado de no añadir más de lo teóricamente ne-

cesario, ya que un exceso podría inhibir la producción de células.

Conecte el aire y ajuste el caudal de modo que se consiga un mezclado completo en la zona de aeración, sin alterar la sedimentación del lodo en la cámara de sedimentación. Es conveniente hacer notar que el caudal de aire requerido para la mezcla excede en mucho el utilizado para la síntesis biológica, por lo que la experimentación se deberá llevar a cabo con deflectores ajustables para alcanzar la combinación óptima de mezcla y sedimentación.

Comience a suministrar a los reactores el caudal necesario para lograr el tiempo de retención hidráulico requerido de acuerdo a los criterios establecidos para cada uno de los procesos.

El efluente puede extraerse del reactor por rebosamiento por gravedad o mediante el uso de un tubo de succión en vacío para mantener el volumen que se requiera en el reactor. (Fig. N° 2.2)

Continúese la operación hasta que se logren las condiciones de estado de equilibrio, esto se determinará cuando se estabilice la DBO o la DQO del efluente. El pH del líquido mezcla se medirá diariamente para ajustarlo en caso de ser necesario (6.5 - 7.5).

2.3.- Purga de lodos

La cantidad de sólidos que deben de purgarse dependen del volumen del reactor y del tiempo de retención celular y se calcula por medio de la ecuación número (2.2)

$$Q_p = (X_{va} V) / (Q_c X_{vu}) \quad \text{---(2.2)}$$

Donde:

- Q_p = Caudal de purga m^3 /día
 X_{va} = Conc. de SSV en el tanque de aereación $g/m^3 = mg/l$
 V = Volumen del reactor o tanque de aereación m^3
 Q_c = Tiempo de retención celular 15-15 días p/L. Act. y 20-30 días p/A. Ext.
 X_{vu} = Conc. de SSV en la línea de recirculación g/m^3 (previamente establecida).

Llévese a cabo un exámen microscópico para determinar la cantidad y el tipo de microorganismos presentes en el lodo, ya que éste será un indicador de las condiciones del mismo.

La presencia de bacterias suspendidas filamentosas será un indicador de un lodo voluminoso flotante. Los protozoos juegan un papel muy importante en la depuración del efluente al consumir las bacterias suspendidas. La presencia de un elevado número de ciliados reptantes y activos fijos suelen indicar que el lodo no está en condiciones óptimas para llevar a cabo la degradación.

CAPITULO III

DETERMINACION DE COEFICIENTES BIOCINETICOS

El estudio cinético de un tratamiento biológico aerobio así como la producción de sólidos y la velocidad en la cual los microorganismos degradan un desecho específico son parámetros básicos para determinar el tamaño del reactor aerobio biológico.

Estos estudios son llevados a cabo primeramente en un reactor tipo batch de laboratorio, en el cual es colocada una cantidad determinada de lodos biológicos con el fin de que sean aclimatados a las aguas residuales en estudio en estado de completa mezcla. Una vez que estos se han aclimatado, son trasladados a los bioreactores de flujo continuo para la determinación de los coeficientes biocinéticos con la finalidad de que estos sean más representativos del sistema de tratamiento real.

Los reactores de tipo experimental son de plástico provistos de dos compartimientos que son: cámara de aereación y cámara de asentamiento de dimensiones tomadas de acuerdo al experimentador. En estos reactores se simulara un sistema de lodos activados convencional y posteriormente el de aereación extendida, en los cuales se representa el tanque de aereación y el de sedimentación secundaria.

Para llegar a condiciones de estado estable normalmente se lleva de 3 a 4 - semanas en estos reactores, por lo cual es conveniente usar hasta cuatro reactores en paralelo para tener un mayor número de puntos que puedan ser graficados y así poder tener mayor seguridad al obtener los coeficientes más representati-

vos. En la cámara de aireación es conveniente que la concentración de sólidos volátiles (SSV) sea aproximada a los valores reportados en la bibliografía que son del orden de 1500 a 3500 p/lodos y 3500 - 5000 mg/lit p/aeración extendida, además verifique que la cantidad de oxígeno sea la necesaria para de esta manera poder cuantificar la producción de (SSV) en Kg/día de la cámara de aeración mediante la ecuación (3.11).

$$\Delta X_v = V_t X_2 - V_t X_1 = V_t (X_2 - X_1) \quad \text{---(3.11)}$$

Donde:

X_1 = Concentración de SSV en el tiempo t hrs.

X_2 = Concentración de SSV en el tiempo $(t + 24)$ hrs.

ΔX_v = Producción de sólidos suspendidos volátiles.

V_t = Volumen total (cámara de aeración y cámara de asentamiento)

A continuación se presenta la frecuencia de análisis para estos reactores:

TABLA Nº 3.1
FRECUENCIA DE ANALISIS

ANALISIS	FRECUENCIA	INFLUENTE	LICOR MEZCLA	EFLUENTE
DBO (mg/l) Total y soluble	3/semana	X		X
pH	Diario	X	X	X
SST, SSV (mg/l) También determine las curvas de sedimentación e índice vol. de lodos (IVL)	3/semana	-	X (Nva)	X
Oxígeno disuelto OD (mg/l)	Diario	-	X	-
Tasa de consumo de oxígeno	3/semana	-	X	-
Color, turbiedad	3/semana	-	-	X
Determinación de iones	3/semana	X	-	X

Analizando el comportamiento del sustrato (DBO o DQO) encontramos como varía los SSV del licor mezclado con el decremento de éste, en un reactor tipo batch en comportamiento se muestra en la Fig. N° 3.1 y para un reactor continuo se presenta en la Fig. N°(3.2).

Como se podrá observar en la Fig. N°(3.1) la DBO del agua residual la cual es una medida de la concentración de la materia biodegradable que decrece con el tiempo ya que ésta es oxidada hasta llegar a lo que se conoce como concentración de materia no biodegradable (S_n) después de haberse consumido toda la materia que era factible degradar.

La concentración de SSV se incrementa primero ya que durante el periodo que va del tiempo cero al tiempo t_1 , la concentración de alimento es alta (DBO) y la producción se lleva a cabo en condiciones favorables (fase de síntesis). Después de que ha decrecido la concentración del sustrato (DBO), los microorganismos se ven en la necesidad de consumir su propio protoplasma por lo que comienza la fase de canibalismo o de "respiración endógena" y la concentración de la biomasa comienza a bajar, esto se lleva a cabo después de un tiempo t_1 .

Como se podrá observar de la Fig. N° 3.1 a concentraciones bajas de sustrato (a bajo de 500 mg/lit) la cinética se comporta de primer orden, esto es, la tasa de remoción es proporcional a la concentración del sustrato, esto corresponde a la sección de la curva de DBO antes de t_1 . También se puede observar en esta figura la comparación entre los tiempos de retención de un proceso de aereación extendida y el de lodos activados con sus correspondientes eficiencias alcanzadas en un sistema y en otro.

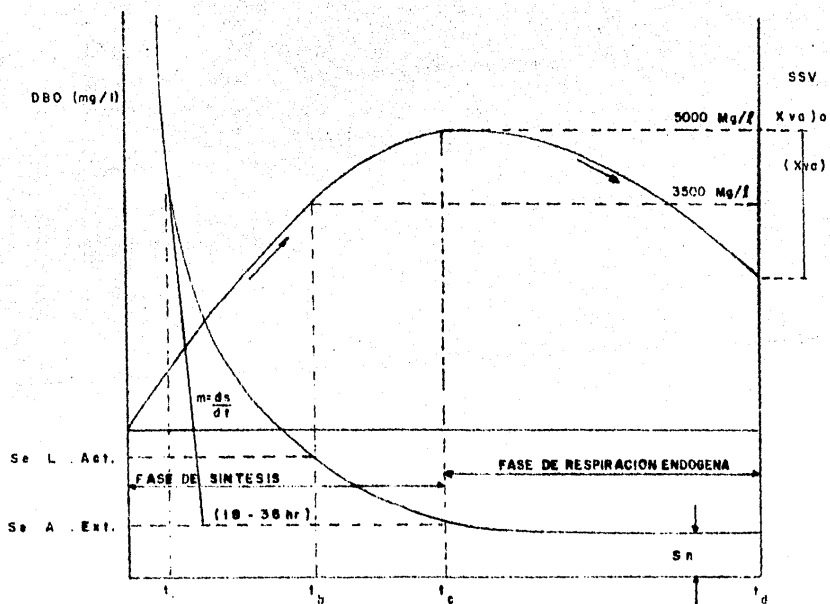


FIG. 3.1 COMPORTAMIENTO DEL SUSTRATO CON EL TRASCURSO DEL TIEMPO REACTOR BATCH

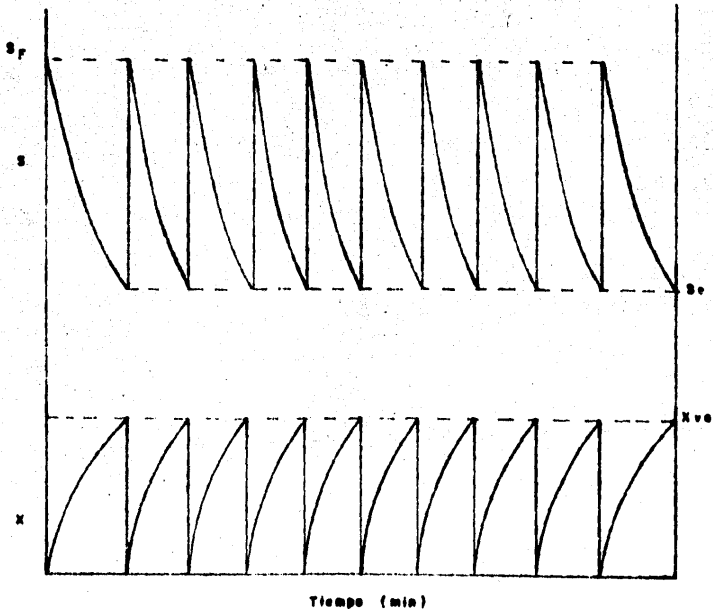


FIG. 3.2 COMPORTAMIENTO DEL SUSTRATO EN EL REACTOR CONTINUO

El comportamiento de un reactor continuo se diferencia del batch en que la concentración del sustrato no se agota y por lo tanto se asegura una remoción constante por lo que la producción de SSV también se estabiliza.

De la Fig. N° 3.1 el tiempo t_b es aquel en que se logra la producción máxima de SSV en el sistema de lodos activados (3500 mg/l) y la concentración del efluente de DBO a bajado en un 85%.

El tiempo t_c es el tiempo de residencia en el reactor para el proceso de aereación extendida en la cual se logra la máxima eficiencia de remoción de sustrato. La concentración (S_r) corresponde a la de la materia no biodegradable.

3.1.- Obtención de las relaciones de diseño para un reactor de flujo continuo.



Velocidad de consumo de sustrato.

BALANCE GLOBAL

$$E - S + P - C = A \quad \text{-----} (3.2)$$

Como se tiene un reactor continuo no existe acumulación $A = 0$

Como no hay producción de sustrato (DBO o DQD) $P = 0$

La ecuación 3.2 se reduce a:

$$E - S = C \quad \text{-----} (3.3)$$

Donde:

E = Cantidad de sustrato en la entrada

S = Cantidad de sustrato que sale del reactor.

C = Cantidad de sustrato consumido en el interior del reactor.

$C = \delta s =$ Velocidad de desaparición del sustrato.

Siendo:

$$E = Q_0 (S_0/\Delta t)$$

$$S = Q_0 (S_e/\Delta t)$$

$$C = -\delta s/V \Delta t$$

$$= -\delta s = (\text{masa})/(\text{tiempo volumen}) = ds/dt = K(S_e)$$

----- (3.3.1)

Efectuando el balance de masa obtenemos:

$$Q_0(S_0/\Delta t) - Q_0(S_e/\Delta t) = -\delta s/V \Delta t \text{ como } -\delta s = ds/dt$$

$$Q_0(S_0) - Q_0(S_e) = -\delta s(V)$$

$$Q_0(S_0 - S_e) = -(ds/dt)V$$

$$Q_0(S_0 - S_e)/V = -ds/dt \quad \text{si } t_h = V/Q_0 \text{ tenemos:}$$

$$(S_0 - S_e)/t_h = -ds/dt$$

----- (3.4)

Donde:

ds/dt es igual a la pendiente de la curva S Vs t

V = Volumen del reactor (m^3)

K = Cte de velocidad de desaparición de sustrato (t^{-1})
(primer orden)

t_h = Tiempo hidráulico de retención con recirculación, si esta se --
considerase, en el reactor experimental, y cuando esta no se --
considere.

$$t = t_h \text{ ya que } Q_0 = Q_F.$$

En el caso de que se utilice recirculación en las pruebas experimenta-

$$\text{les, } Q_0 = Q_f(n + 1) \quad \text{y } \dots \quad \text{-----(3.5)}$$

$$t_h = t/(n + 1) \quad \text{-----(3.6)}$$

Como la velocidad de remoción está relacionada con la producción de biomasa (SSV), la velocidad se expresa por unidad de masa producida en el reactor.:

$$-ds/dt (1/X_{va}) = (S_0 - S_e)/(t_h X_{va}) = K(S_e)/X_{va} \quad \text{-----(3.7)}$$

$$\text{Si llamamos } k = K/X_{va} \text{ ; tenemos:} \quad \text{-----(3.8)}$$

$$(S_0 - S_e)/(t_h X_{va}) = k(S_e) \quad \text{-----(3.9)}$$

Donde:

X_{va} = Concentración de SSV en el tanque de aereación
(mg/l)

k = Constante de remoción del sustrato.
(tiempo⁻¹ litro/mg)

La constante k es determinada a partir de la ecuación (3.9), graficando $(S_0 - S_e)/(t_h X_{va})$ Vs S_e (conc del sustrato en el efluente del reactor), de la cual se obtiene una línea recta de pendiente igual a la constante (k).

A continuación se presenta la Tabla N° 3.2, la cual contiene los parámetros a determinar del reactor experimental para la evaluación completa del sistema real de tratamiento.

TABLA Nº 3.2
DATOS EXPERIMENTALES DETERMINADOS

REACTOR Nº	So(mg/l)	Se(mg/l)	Qo(l/s)	t (hr)	Ro (mg/l-d)	ΔX_v	IVL
1	So ₁	Se ₁	Qo ₁	t ₁	Ro ₁	ΔX_{v1}	IVL ₁
2	So ₂	Se ₂	Qo ₂	t ₂	Ro ₂	ΔX_{v2}	IVL ₂
3	So ₃	Se ₃	Qo ₃	t ₃	Ro ₃	ΔX_{v3}	IVL ₃
4	So ₄	Se ₄	Qo ₄	t ₄	Ro ₄	ΔX_{v4}	IVL ₄

Ro = Tasa de consumo de oxígeno (mg/l - d)

IVL = Índice volumétrico de lodos

t_i = tiempo de retención hidráulico

ΔX_v = Producción neta de sólidos

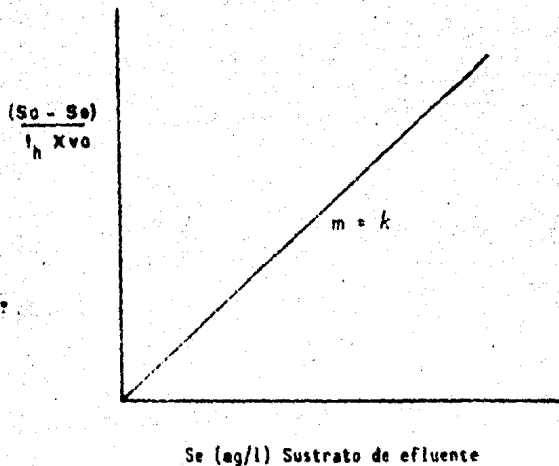


Fig. Nº 3.3 Determinación de la constante k.

Cuando se tienen aguas residuales que no contengan materia no-biodegradable la gráfica que se obtiene Fig. Nº (3.3) pasa por el origen, más esto no sucede con aquellas que contienen materia no biodegradable ya que esta es perceptible en la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO), y en es

te caso la línea recta no pasará por el origen. En la Fig. N° 3.4, se muestra la determinación de S_n (materia no biodegradable).

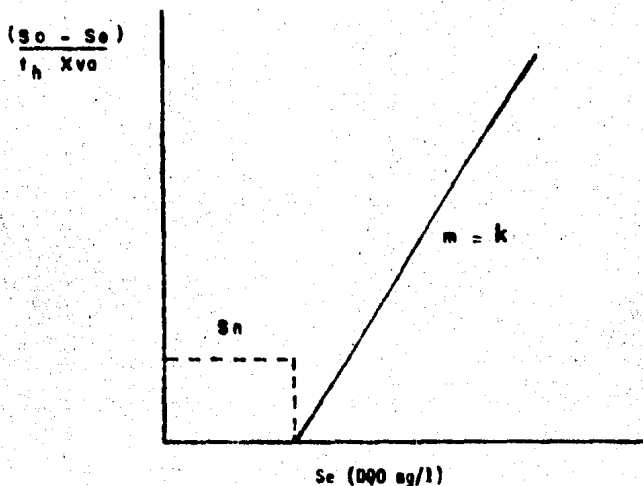


Fig. N° 3.4 Determinación de la concentración de materia no biodegradable (S_n)

Para el caso en que sí se tenga materia no biodegradable en el agua residual, se tendrá que tomar esta en cuenta en la ecuación (3.9) para fin de tener un diseño que sea representativo de las aguas residuales en cuestión, por lo que la ecuación 3.9 se transforma en:

$$\frac{(S_o - S_e)}{t_h \cdot X_{va}} = k (S_e - S_n) \quad \text{----- (3.10)}$$

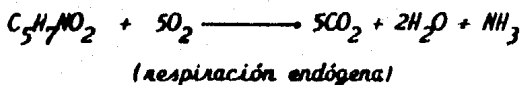
Es importante aclarar que en las Figs. N° (3.3 y 3.4) se obtienen al graficar todos los datos que se recopieren de los cuatro reactores.

Existen otros coeficientes como k_d y Y que nos indican la cantidad de oxígeno requerido por el sistema real, y por medio de estos poder evaluar los reactores requeridos.

A continuación se enuncian todos los coeficientes requeridos para el diseño completo del sistema de tratamiento:

- Y = Coefficiente de producción celular, mejor conocido como fracción de sólidos producidos por remoción de sustrato, y se expresa en (mg de SSV/mg de DBO_5 removida).
- kd = Fracción de SSV oxidados durante el proceso de respiración endógena o coeficiente de decaimiento y se expresa en $días^{-1}$.
- a = Fracción de sustrato removido para la producción de energía necesaria para la síntesis (oxidación de sustrato).
- b = Fracción de oxígeno utilizado en la fase de respiración endógena (mg de O_2 utilizado/día)/(mg de SSV en el reactor).

Varios investigadores en este tema han considerado que la fórmula --- aproximada para los SSV es; $C_5H_7NO_2$ por lo que la reacción de oxidación viene --- siendo:



PM 113 160

Relacionando kd y b en base a la reacción de oxidación en fase endógena tenemos que $160/113 = kd/b = \frac{\text{Fracción SSV oxidados}}{\text{Fracción de oxígeno utilizado en la respiración endógena.}} \text{ --- (3.11)}$

$$kd/b = 1.42$$

Para calcular el tipo de aerador a utilizar por el sistema de tratamiento, es conveniente que en la cámara de aeración se determine la cantidad total de oxígeno utilizado por los microorganismos, tanto en la fase de oxida--

ción de la materia orgánica como el utilizado para la fase endógena.

El oxígeno utilizado en la fase de oxidación o de síntesis celular es calculado de acuerdo a la cantidad de sustrato removido mediante la siguiente ecuación:

$$g. \text{ de } O_2/\text{día} = a (S_o - S_e) Q_o \quad \text{-----}(3.12)$$

Para calcular el oxígeno requerido o utilizado en fase de respiración endógena:

$$g. \text{ de } O_2/\text{día} = b(X_v a) V = \text{Oxígeno utilizado en la fase endógena} \quad \text{-----}(3.13)$$

Por lo que el consumo total de oxígeno en el sistema es:

$$\boxed{g. \text{ de } O_2 \text{ total/día} = a(S_o - S_e) Q_o + b(X_v a) V} \quad \text{-----}(3.14)$$

Donde:

S_o = Concentración del sustrato a la entrada del reactor (mg/l)

Q_o = Caudal de entrada al reactor ($m^3/\text{día}$)

V = Volumen del reactor (m^3)

X_v = Concentración de SSV en el interior del mismo. (mg/l)

La cantidad de sólidos neta producida por el tanque de aeración (ΔX_v) es calculada mediante la siguiente ecuación:

$$\Delta X_v = (\text{Sólidos producidos en la remoción del sustrato}) \\ - (\text{Sólidos consumidos en la respiración endógena})$$

$$\boxed{\Delta X_v = Y(S_o - S_e) Q_o - K_d(X_v a) V} \quad \text{-----}(3.15)$$

Los coeficientes cinéticos son calculados gráficamente de la forma siguiente:

$$\text{Sea: } (\Delta X_v/V) / X_{va} = Y(S_0 - S_e) / (t_h X_{va}) - K_d = \mu \quad \text{--- (3.16)}$$

Que se obtiene al dividir la ec. 3.15 por el volumen del reactor.

$$\text{Si llamamos } q = (S_0 - S_e) / (t_h X_{va}) \text{ y, además } \frac{\Delta X_u}{V/X_{va}} = Y(q) - k_d = \mu$$

Donde:

μ = Tasa de crecimiento específico

q = Tasa de remoción de sustrato específica

Graficando q vs μ obtenemos una línea recta de pendiente Y y ordenada al origen igual a $-K_d$.

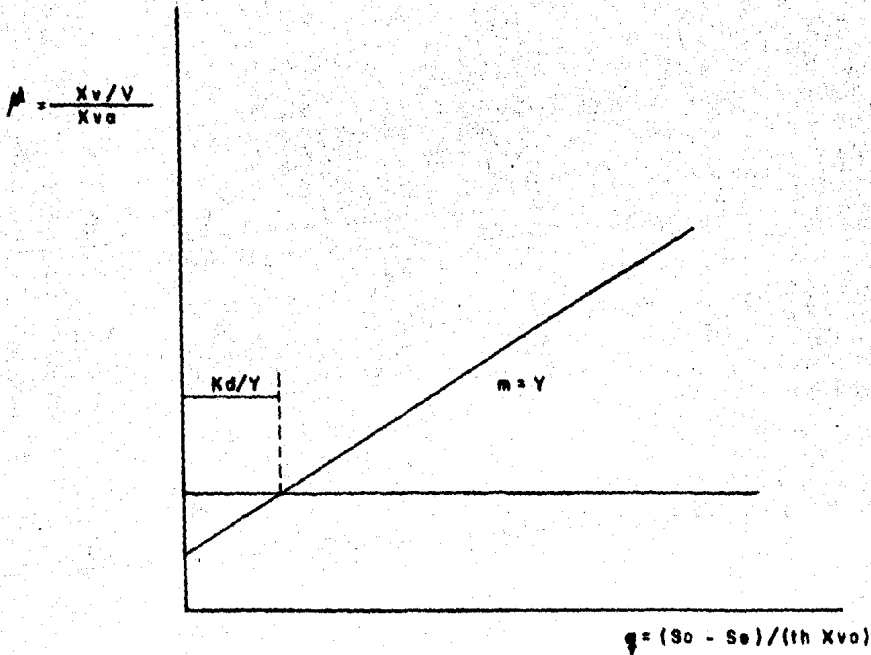


Fig. Nº 3.5 Determinación de los coeficientes K_d y Y

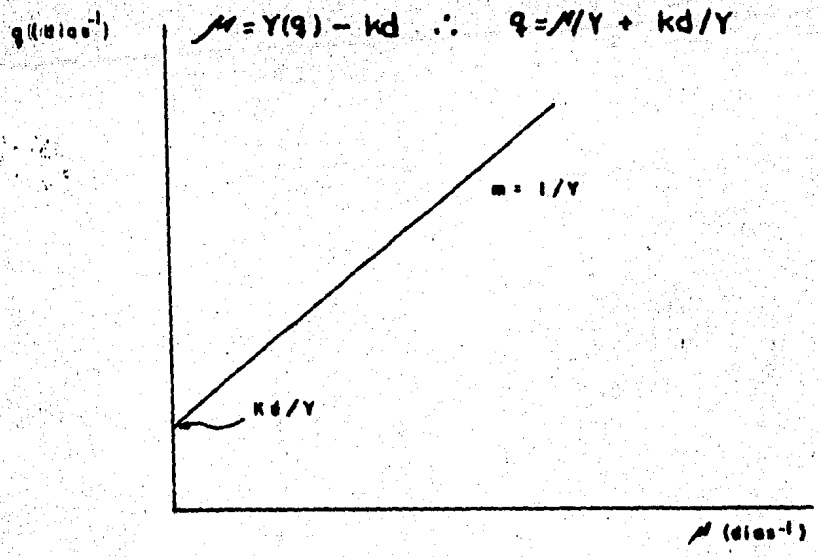


Fig. Nº 3.6 Determinación de los coeficientes K_d y Y .

Para el cálculo de los coeficientes a y b involucrados en la determinación del oxígeno total requerido por el sistema, se lleva a cabo de la siguiente manera:

Sea R_o = Tasa de consumo de oxígeno, de la ec. (5.14) se obtiene:

$$R_o = a (S_o - S_e) / (X_{va} t_h) + b = a(q) + b \quad \text{----- (3.17)}$$

Si además R_o es calculado como: $R_o = OUR/X_{va}$ de donde: OUR se le conoce como la cantidad de oxígeno utilizado por día y por unidad de volumen, por lo que su determinación se lleva a cabo de la siguiente forma:

- 1.- Llene una botella de licor mezclado, introduciéndola en el fondo -- del líquido de tal forma que no se produzcan burbujas de aire en su interior.

- 2.- Mezcle el contenido de la botella con un agitador magnético.
- 3.- Tome las lecturas de oxígeno disuelto con un galvanómetro u intervalos de tiempo (normalmente 30 seg.)
- 4.- Corrija las lecturas por un factor de sensibilidad reportado en el aparato, y grafique el nivel de oxígeno disuelto (coordenada) contra el tiempo (abscisa).
- 5.- La pendiente que se obtiene de la curva pertenece al valor de la pendiente ($OUR = -m$) en seguida se presenta la forma de esta curva.

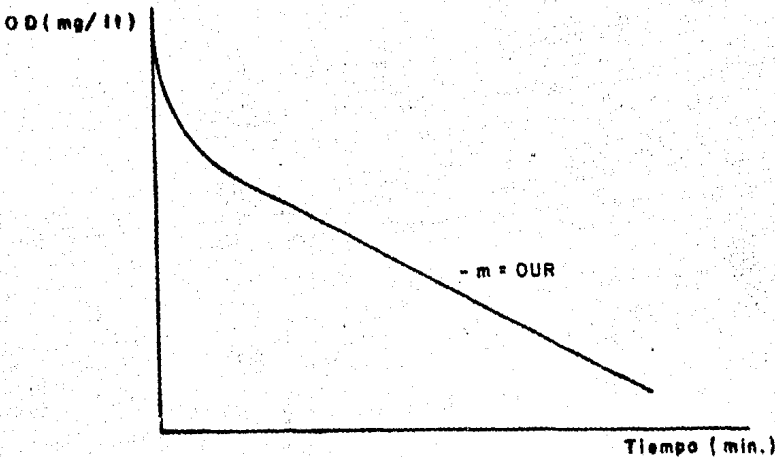


Fig. N° 3.7 Determinación del valor del OUR

Una vez determinado (OUR) se procede a determinar a y b.

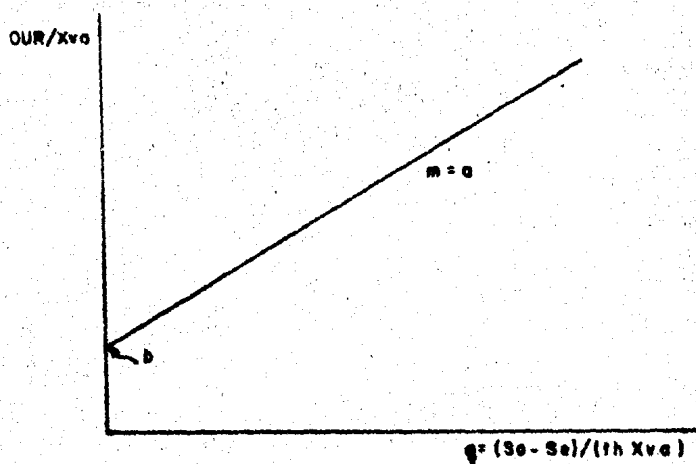


Fig. Nº 3.8 Determinación de los coeficientes a y b

3.2.- Condiciones de asentamiento de lodos.

Para que un proceso de lodos activados opere adecuadamente, es necesario que los sólidos producidos en el tanque de aeración sean separados en un sistema de sedimentación secundaria. Este sistema tiene la función de separar los lodos usando la fuerza de gravedad para su sedimentación o asentamiento.

El licor mezclado proveniente del tanque de aeración es llevado hacia el sistema de sedimentación secundaria y se deja reposar, por lo que se forma una capa clara de agua en la superficie del tanque y los lodos se van concentrando en el fondo.

Las características de asentamiento de los lodos son determinadas de las pruebas de sedimentación llevadas a cabo en el laboratorio.

Para ésta evaluación se han utilizado dos parámetros:

- 1.- Velocidad de asentamiento (ZVS)
- 2.- Índice volumétrico de lodos (IVL)

La velocidad de asentamiento utilizada normalmente se encuentra alrededor de 6 m/hr.

El índice volumétrico de lodos se define como los mililitros ocupados por un gramo de SSV sedimentados del licor mezclado después de 30 min. de asentamiento.

$$IVL = \frac{\text{Volumen de sólidos sedimentados}}{\text{Conc. de sólidos susp. volátiles}} \times 1000 = \frac{V(\text{ml}) 1000}{X (\text{mg/l})} \quad (3.18)$$

Procedimiento para su evaluación

Llene una probeta de 1000 ml con licor mezclado y dejela reposar hasta un tiempo t_1 , en el cual se observará un asentamiento de lodos en el fondo y una capa clarificada en la parte superior como se muestra en la Fig. Nº 3.9).

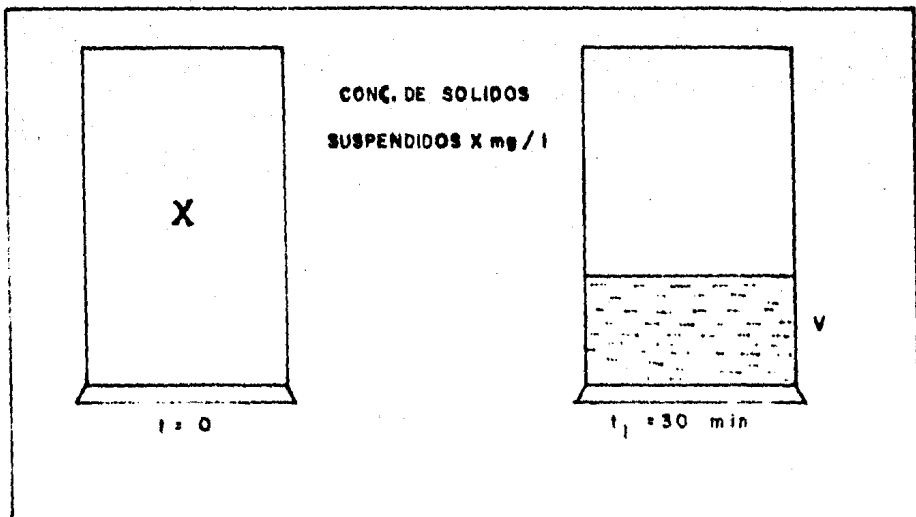


Fig. Nº 3.9 Pruebas de asentamiento

El índice volumétrico de lodos es una medida indirecta de las condiciones de asentamiento, además de que es un parámetro que se puede utilizar para la determinación de la concentración de sólidos suspendidos volátiles en la línea de recirculación mediante la siguiente ecuación:

$$SS_{va} = \frac{1 \times 10^6}{TVL} \quad \text{-----}(3.19)$$

Diferentes autores han correlacionado las características de asentamiento de lodos en términos de TVL ó de (ZVS) velocidad zonal de asentamiento - con el parámetro de carga orgánica (F/M) conocido como:

La relación alimento microorganismo se calcula por medio de:

$$F/M = Q_0 S_0 / X_{va} V = S_0 / (X_{va} t_h) \quad \text{-----}(3.20)$$

En la Fig. Nº 3.10 se muestran las condiciones óptimas de asentamiento y que suceden en el máximo presentado por las curvas.

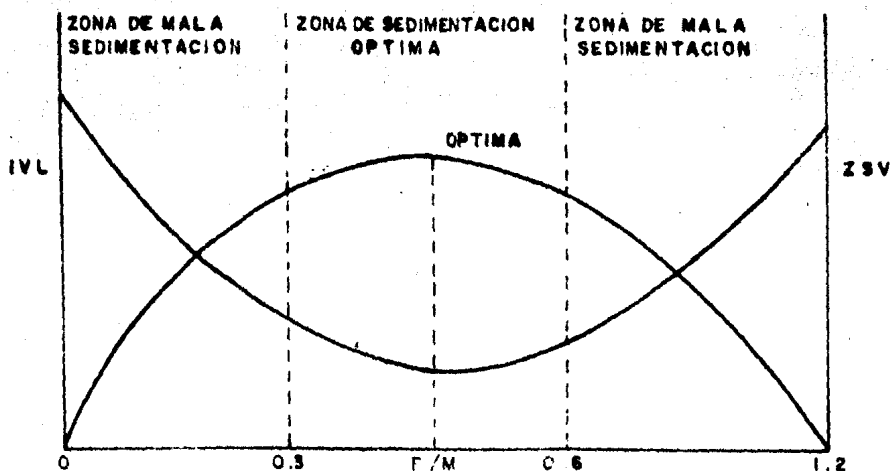


Fig. Nº 3.10 Comportamiento de asentamiento

La Figura (3.10) demuestra que el rango de F/M para condiciones óptimas de sedimentación es de $0.3 < F/M < 0.6$ para valores menores de 0.3 la cantidad de alimento (substrato) presente en el sistema es insuficiente para mantener el crecimiento de los microorganismos por lo cual entran en la etapa de respiración endógena y las condiciones de sedimentación son bastante malas.

Para valores mayores de 0.6 también las condiciones de sedimentación no son las adecuadas, ya que predominan microorganismos de tipo *Sphaerotilus* que no son fácilmente sedimentables, ya que son capaces de permanecer en suspensión por tiempo indefinido.

Los valores de F/M de 0.3 a 0.6 son los recomendados para una sedimentación óptima en un tiempo óptimo. Por lo que en el diseño del sistema de lodos activados y aereación extendida se deberán tomar en cuenta estas relaciones.

CAPITULO IV
PRUEBAS DE SEDIMENTACION

4.1.- Sedimentación primaria.

El objetivo de estas pruebas es la determinación de la velocidad de sedimentación de los lodos biológicos.

El procedimiento para su determinación más utilizado por los laboratorios de plantas de tratamiento de aguas residuales así como laboratorios particulares es el que se indica a continuación.

En una columna cilíndrica con una altura determinada coloque una serie de válvulas para muestreo a lo largo de la columna, separadas todas ellas entre sí por una distancia (di).

En la Fig. Nº 4.1 se muestra un modelo utilizado para la prueba.

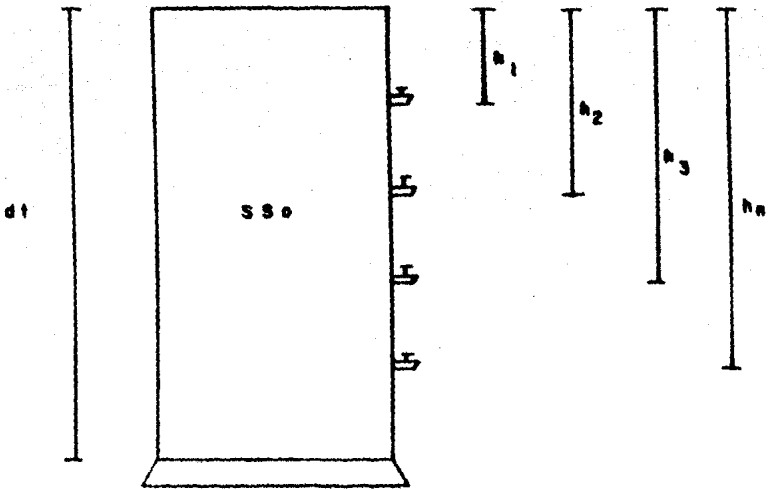


FIG. Nº 4.1 Columna de Sedimentación

Llene el cilindro con agua residual a tratar, y mantenga la concentración de sólidos uniforme en su interior (SS₀) por agitación.

Una vez que el agua se ha homogenizado deje de agitar y muestree simultáneamente en cada una de las válvulas a intervalos de tiempo previamente establecidos.

A las muestras obtenidas en cada altura determine la concentración de sólidos suspendidos y calcule la fracción remanente en el punto de muestreo, mediante la ecuación (4.1).

$$Y = (SS/SS_0)/100 = SS \text{ remanentes}/SS \text{ iniciales} \quad \text{-----}(4.1)$$

Donde: Y = Fracción de SS remanentes

Inmediatamente después tabule los datos obtenidos de la concentración a diferentes tiempos para cada altura h_i y evalúe el porcentaje de sólidos remanentes en la misma tabla como se muestran en las tablas N^o 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, y 4.5 del ejemplo de este capítulo.

Para el cálculo de la fracción de sólidos removidos se utiliza la ecuación siguiente:

$$Z = 100 - Y = 1 - (SS/SS_0)$$

Grafique el % de sólidos removidos (Z_i) contra el tiempo para cada altura h_i para cada una de las tomas de muestras figura (4.2).

De la gráfica 4.2 construya el perfil de sedimentación observada por las partículas. Esto se obtiene graficando la altura contra el tiempo para ca-

da una de las Z_i como se muestra en la Figura (4.3).

Para conocer el comportamiento de asentamiento de las partículas, — evaluamos la velocidad de sedimentación o de asentamiento (V_s) que se define — como la velocidad alcanzada en la altura máxima a la cual se encuentra la última toma de muestra de la parte superior a la parte inferior, la forma de calcularla es dividiendo la altura h_i entre el tiempo utilizado en recorrer esa distancia (Tabla N° 4.8), este tiempo es leído de la Figura 4.3 para cada valor de Z_i .

Las partículas con velocidad de sedimentación mayor o igual a (V_s) — serán completamente removidas, aquellas con velocidades menores a (V_s) serán removidas en una relación $V_i/V_s = h_i/h_n$.

Para cada uno de los tiempos t_i en la Tabla 4.8 calcule el porcentaje de SST removidos ($Z_{i\ tot}$), mediante la ecuación:

$$Z_{i\ tot} = Z_{i0} + \sum_{i=1}^n (h_i/h_n) \Delta Z \quad \text{-----(4.2)}$$

Donde:

Z_{i0} = % de sólidos removidos en el tiempo t_i

h_i = Altura alcanzada para remover una $Z_i + \Delta Z$ en un tiempo t_i dado.

h_n = Altura máxima.

Con los resultados anteriores elabore una gráfica de Z_i total contra el tiempo t_i así mismo como Z_i total contra la velocidad de sedimentación (V_s), esto es con el fin de observar el comportamiento de los sólidos removidos con — el transcurso del tiempo, de la cual se determinarán los parámetros de diseño,

velocidad de sedimentación recomendable para el sistema y el tiempo de retención hidráulico utilizado para remover la máxima cantidad de sólidos (Zi tot).

A continuación se presenta un ejemplo que trata de explicar mejor el procedimiento antes descrito.

Supongase que los datos obtenidos de una columna de sedimentación, al estudiar la rapidez de sedimentación de los sólidos son los mostrados en la tabla 4.1, para después comenzar con el cálculo de la fracción remanente de sólidos para las diferentes alturas de las válvulas de muestreo.

TABLA Nº 4.1
CONCENTRACION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (mg/l)

t (min)	LL1 (h=0.32m)	LL2 (h=1.15m)	LL3 (h=1.57m)	LL4 (h=1.98m)
0	455	455	455	455
5	349	387	406	418
10	323	336	355	403
20	273	292	332	354
30	229	252	277	301
40	187	222	235	250
60	132	152	178	181
90	114	130	152	162

TABLA Nº 4.2
CALCULO DE LA FRACCION DE SOLIDOS REMANENTES PARA
h = 0.32 m

t(min)	LL1(mg/l)	$\gamma = (SS/SS_0) \times 100$	$Z = 100 - \gamma$
0	455	100	0
5	349	76.70	23.30
10	323	70.99	29.01
20	273	60.00	40.00
30	229	50.33	49.67
40	187	41.10	58.90
60	132	29.01	70.99
90	114	25.05	74.95

TABLA Nº 4.3
CALCULO DE LA FRACCION DE SOLIDOS REMANENTES PARA
 $h = 1.15 \text{ m}$

t(min)	LL2(mg/l)	$Y = (SS/SS_0) \times 100$	$Z = 100 - Y$
0	455	100	0
5	387	85.05	14.95
10	336	73.85	26.15
20	292	64.18	35.82
30	252	55.38	44.62
40	222	48.79	51.21
60	152	33.41	66.59
90	130	28.57	71.43

TABLA Nº 4.4
CALCULO DE LA FRACCION DE SOLIDOS REMANENTES PARA
 $h = 1.57 \text{ m}$

t(min)	LL3(mg/l)	$Y = (SS/SS_0) \times 100$	$Z = 100 - Y$
0	455	100	0
5	406	89.23	10.77
10	355	78.02	21.98
20	332	72.97	27.03
30	277	60.88	39.12
40	235	51.85	48.15
60	178	39.12	60.88
90	152	33.41	66.59

TABLA Nº 4.5
CALCULO DE LA FRACCION DE SOLIDOS REMANENTES PARA
 $h = 1.98 \text{ m}$

t(min)	LL4(mg/l)	$Y = (SS/SS_0) \times 100$	$Z = 100 - Y$
0	455	100	0
5	418	91.87	8.13
10	403	88.57	11.43
20	354	77.80	22.20
30	301	66.15	33.85
40	250	54.95	45.05
60	191	41.98	58.02
90	162	35.60	64.40

De los resultados anteriores se hace un resumen en la tabla 4.6 para el % de sólidos removidos (Z).

TABLA Nº 4.6
RESUMEN DE SÓLIDOS REMOVIDOS (Zi)

TIEMPO (min)	h1 (0.32 m)	h2 (1.15 m)	h3 (1.57 m)	h4 (1.98 m)
5	23.30	14.95	10.77	8.13
10	29.01	26.15	21.98	11.43
20	40.00	35.82	27.03	22.20
30	49.67	44.62	39.12	33.85
40	58.90	51.21	48.35	45.05
60	70.89	66.59	60.88	58.02
90	74.95	71.43	66.59	64.40

Graficando el tiempo de sedimentación contra los valores de Zi para cada altura hi de la tabla 4.6 formamos la figura (4.2). De esta se obtienen los valores mostrados en la tabla 4.7 para el cálculo del % de sólidos removidos para las diferentes alturas en fracción entera, y de este modo formar la figura (4.3).

TABLA Nº 4.7
TIEMPO DE SEDIMENTACION (min)

Zi	h1 (0.32 m)	h2 (1.15 m)	h3 (1.57 m)	h4 (1.98 m)
5	0.5	1.0	2.5	4.0
10	1.5	3	5	8.5
20	5	8	12	17.5
30	11	15.75	20.5	27
40	19.5	25.5	31	38
50	31	38	43	51
60	48.5	53	62.5	71
70	65	77.5	-	-

1.- T = 0.5 min.

N = 1.98 m.

100% al 10%

10%

Intervalo 20% = $(0.38/1.98)10 = 1.918$
 30% = $(0.24/1.98)10 = 1.2121$
 40% = $(0.08/1.98)10 = 0.404$
 50% = $(0.02/1.98)10 = 0.101$
 60% = $(0.015/1.98)10 = 0.0758$
 70% = $(0.01/1.98)10 = 0.0505$
 13.66 %

2.- T = 17.5 min	N = 1.98 n
100% al 20%	20%
Intervalo 30% = $(0.65/1.98)10$	= 3.2828
40% = $(0.27/1.98)10$	= 1.3636
50% = $(0.08/1.98)10$	= 0.404
60% = $(0.04/1.98)10$	= 0.202
70% = $(0.02/1.98)10$	= 0.101
	<u>25.3535 %</u>

3.- T = 27 min.	N = 1.98 n
100% al 30%	30%
Intervalo 40% = $(0.63/1.98)10$	= 3.1818
50% = $(0.23/1.98)10$	= 1.1616
60% = $(0.09/1.98)10$	= 0.4545
70% = $(0.05/1.98)10$	= 0.2525
	<u>35.0505 %</u>

4.- T = 38 min.	N = 1.98 n
100% al 40%	40%
Intervalo 50% = $(0.57/1.98)10$	= 2.8788
60% = $(0.17/1.98)10$	= 0.8586
70% = $(0.11/1.98)10$	= 0.5556
	<u>44.2929 %</u>

5.- T = 51 min	N = 1.98 n
100% al 50%	50%
Intervalo 60% = $(0.40/1.98)10$	= 2.0202
70% = $(0.21/1.98)10$	= 1.0606
	<u>53.0808 %</u>

6.- T = 71 min.	N = 1.98 n
100% al 60%	60%
Intervalo 70% = $(0.60/1.98)10$	= 3.0303
	<u>63.0303 %</u>

Los resultados anteriores son resumidos en la siguiente tabla:

TABLA N° 4.0 PORCIENTO DE SÓLIDOS RENOVADOS TOTALES

TIEMPO DE RETENCION (min)	% DE SS RENOVADOS (Zi tot)
0.5	13.06
17.5	25.35
27.0	35.05
38.0	44.3
51.0	53.08
71.0	63.03

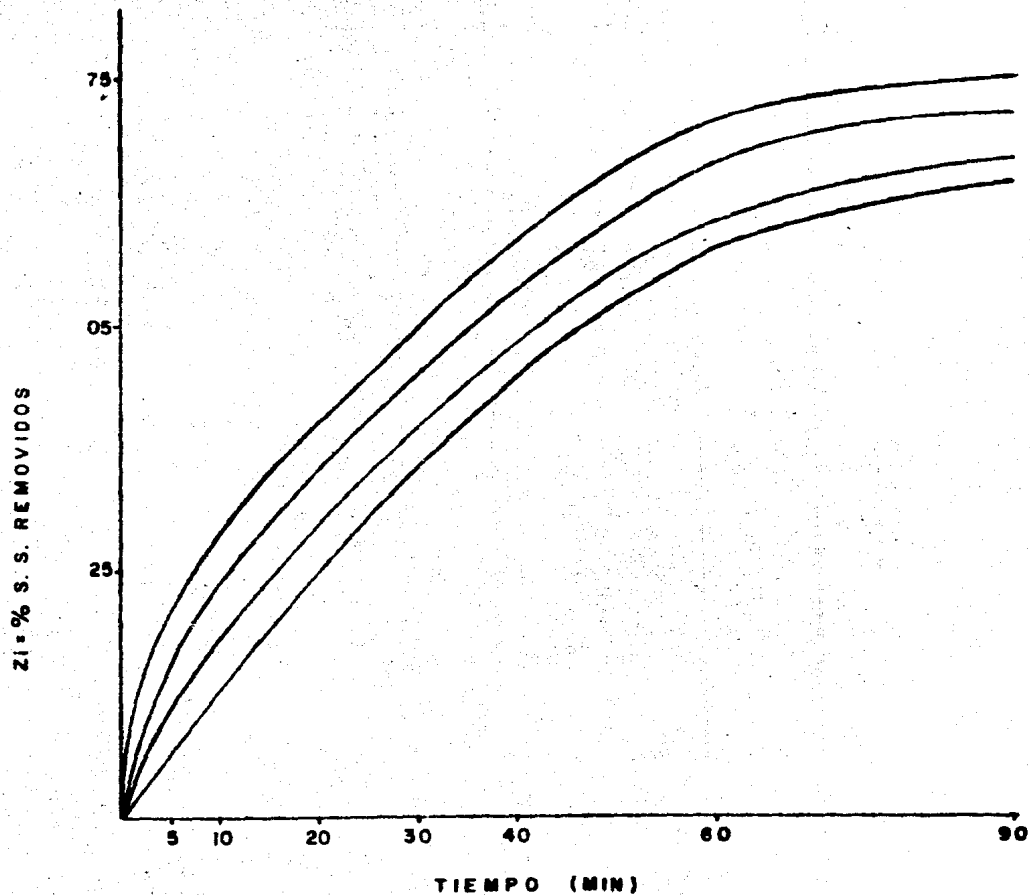


FIG. 4.2 COMPORTAMIENTO DE ASENTAMIENTO DE LAS PARTICULAS

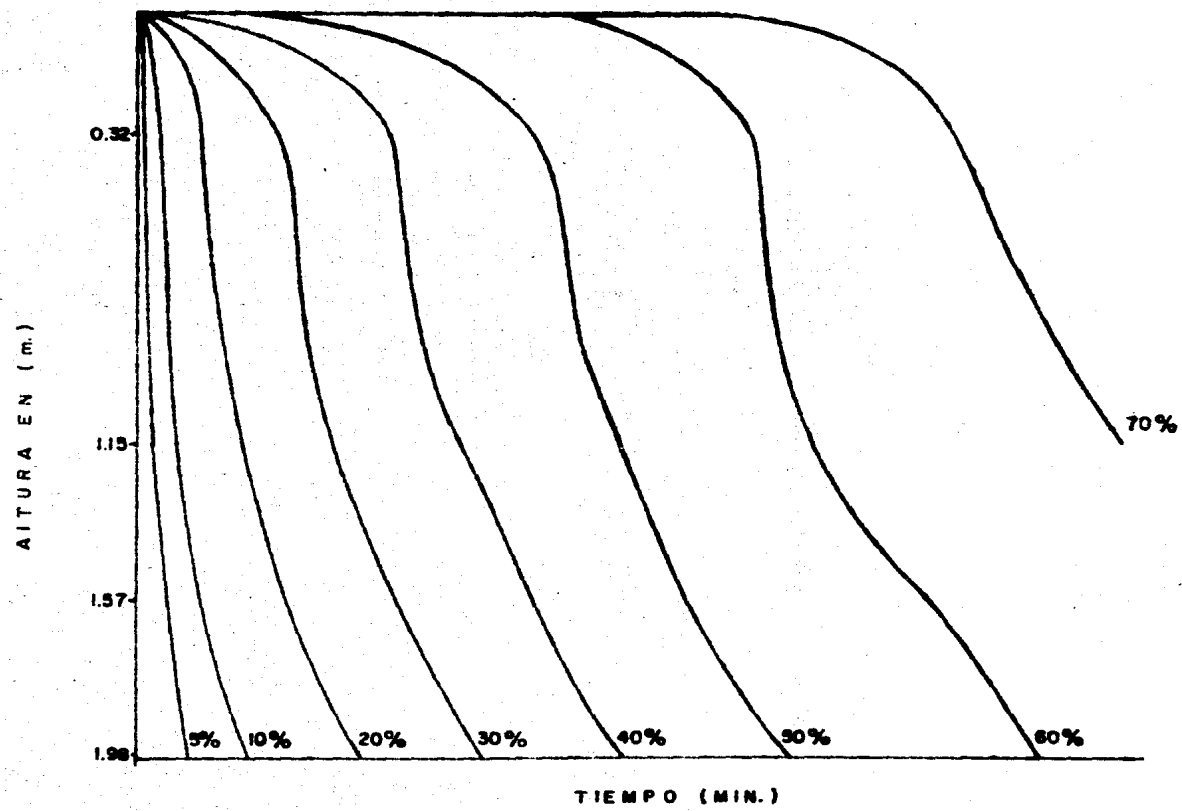


FIG. 4.3 PERFIL DE SEDIMETACION

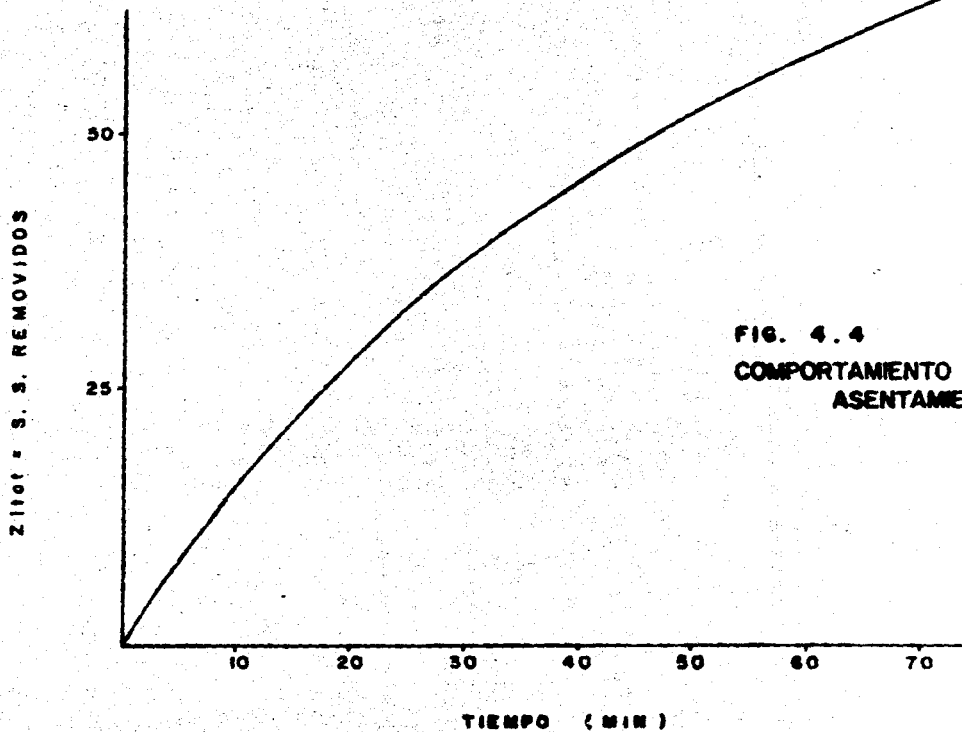


FIG. 4.4
COMPORTAMIENTO GLOBAL DE
ASENTAMIENTO

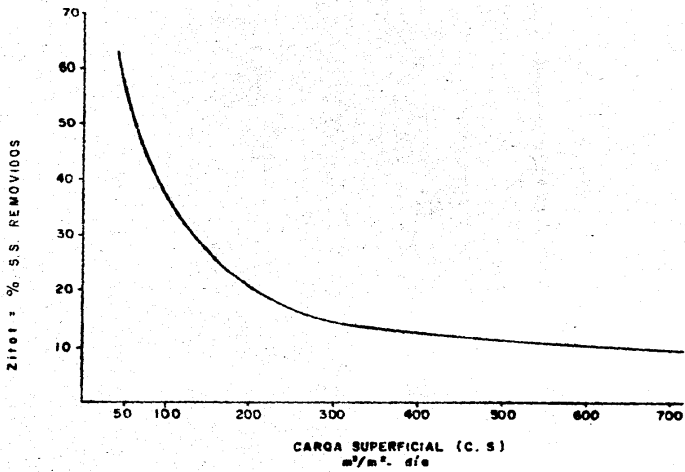


FIG. 4.5 VARIACION DE S.S. CON LA CARGA SUPERFICIAL

En la Figura 4.4 se encuentran graficados estos valores para después pasar a formar la Tabla N° 4.9

TABLA N° 4.9
DETERMINACION DE LAS VARIACIONES DE C_s

$t(\text{min})$	$V_s = hn(60)/t = m/\text{hr}$	$C_s = V_s(24) = m^3/m^2 - \text{día}$	$Z_{i \text{ tot}}$
4.0	29.7	712.8	9.23
8.5	13.98	335.44	13.66
17.5	6.79	162.93	25.35
27.0	4.40	105.60	35.05
38.0	3.13	75.03	44.29
51.0	2.33	55.91	53.08
71.0	1.67	40.16	63.03

En la Fig. 4.5 se encuentran graficados el % de SS removidos contra la variación de la carga superficial (C_s).

De la Tabla N° 4.9 se obtienen los parámetros de diseño para el sedimentador primario los cuales son:

Carga superficial (C_s)	$40.2 \text{ m}^3/\text{m}^2 - \text{día}$
Velocidad de sedimentación	creciente
Tiempo de reten. hidráulico	71 min.

Todo lo anterior (Condiciones de diseño) son para una eficiencia de remoción del 63%, por lo que la concentración en el efluente es de $455(1-0.63)$.

El ejemplo anterior fue puramente ilustrativo, más no será utilizado para fines de diseño.

4.2.- Pruebas de sedimentación secundaria.

A continuación se presenta el procedimiento para el diseño de clarificadores secundarios, operando bajo condiciones de asentamiento.

- 1.- Cálculo del área mínima superficial requerida para la sedimentación de lodos.
- 2.- Cálculo del área superficial mínima para proporcionar un espesor de lodos deseado en el fondo del sedimentador.
- 3.- Tomar el área más grande de las dos anteriores como el área de diseño para el sedimentador.

4.2.1.- Pruebas de laboratorio

Para obtener los parámetros necesarios para el diseño, primero se lleva a cabo una prueba de asentamiento en el laboratorio, usando para esto un cilindro graduado de 1000 ml de aproximadamente 0.34 m de altura. Este es llenado con licor mezclado proveniente del sistema de reacción experimental.

En el comienzo de la experimentación ($t=0$) haga que la concentración de la solución del licor mezclado sea uniforme, después dejela reposar, con lo que se formará una interfase entre el agua clarificada y los lodos que -variará con el tiempo, es decir, la interfase comenzará a descender ya que los lodos van concentrándose en el fondo. En la Fig. 4.6 se muestra el proceso de clarificación y en la Fig. 4.7 se muestra el comportamiento de la interfase.

Fig. 4.6
Variación de la altura interfacial

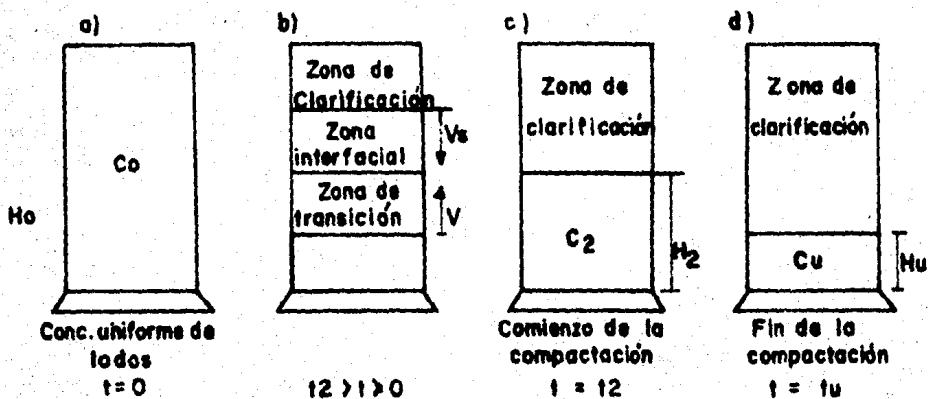
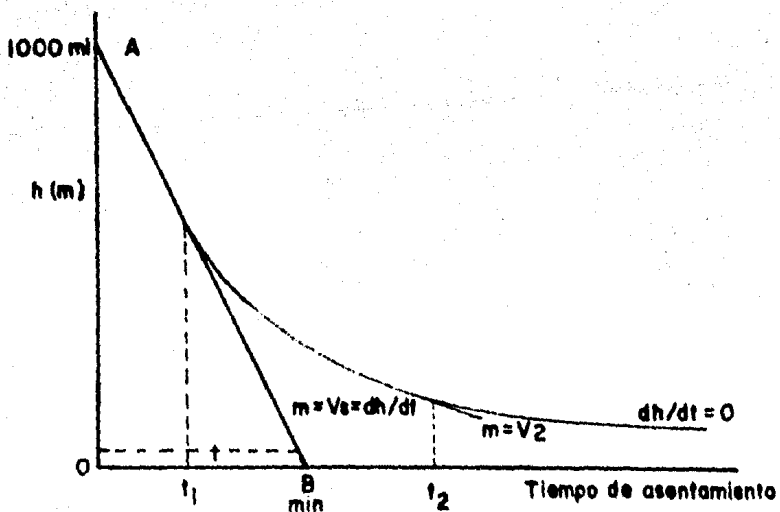


Fig. 4.7
Variación de la altura de la interfase



Es conveniente que al realizar la prueba la suspensión este agitada a una velocidad no mayor de 5 r.p.m., ya que de esta manera se está simulando la acción de las nastras mecánicas utilizadas en la remoción.

La velocidad de la zona de sedimentación (V_s) corresponde a la velocidad en la cual la suspensión es asentada antes de alcanzar la concentración crítica C_2 y es dada por la línea AB de la Fig. 4.7.

$$V_s = OA/OB = H_0/t = 0.341 \text{ m/min.} \quad \text{-----(4.1)}$$

Determinación del área mínima de sedimentación de lodos. Esta depende de la velocidad (V_s) en la cual la suspensión se asienta antes de alcanzar la concentración crítica interfacial C_2 bajo condiciones de flujo continuo, además la velocidad del licor sobre el vertedero no puede exceder a V_s si la sedimentación se está llevando a cabo. Para determinar esta área se utiliza la siguiente ecuación:

$$A_c = Q_e/V_s \quad \text{-----(4.2)}$$

Donde:

Q_e = Velocidad de flujo (m^3/min)

V_s = Velocidad de sedimentación (m/min)

A_c = Área superficial mínima requerida para la sedimentación (m^2).

El valor de la velocidad de asentamiento V_s es determinada de la Fig. 4.7 y de la ecuación 4.1 donde el valor del tiempo t es leído directamente de la abscisa de la Fig. 4.7 en el punto B y por lo tanto A_c es calculada de la ecuación (4.2)

Determinación del área mínima de espesamiento de lodos. Con-

sidere la Fig. 4.6 al comenzar el experimento, C_0 es la concentración uniforme a través del cilindro, en la que el pesos total de los sólidos en el cilindro es $C_0 A t_0$ donde:

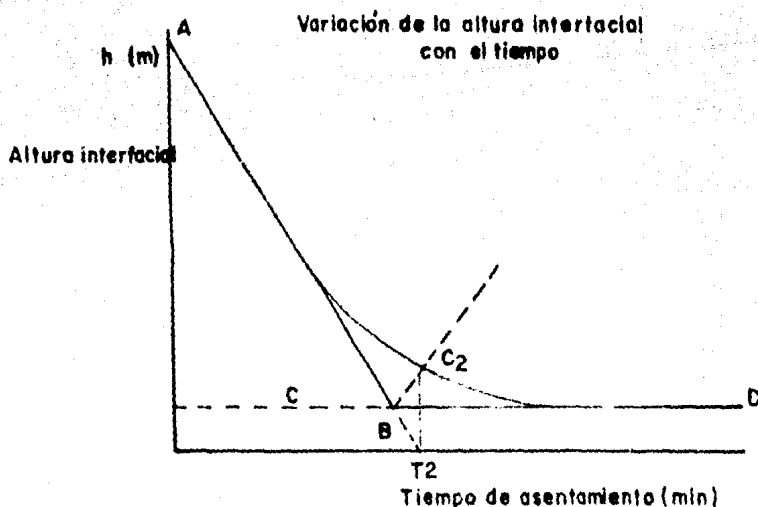
C_0 = Concentración uniforme a través del cilindro en el tiempo $t=0$

A = Área de sección transversal del cilindro.

t_2 = Tiempo que transcurre desde el inicio del experimento hasta cuando la zona interfacial y de compactación se unen al mismo tiempo como se muestra en la Fig. 4.6-C

El procedimiento para la determinación de t_2 es gráfico mediante la curva formada al graficar la variación de la altura de la interfase contra el tiempo de sedimentación.

Fig. 4.8



4.2.2.- Proceso de espesamiento.

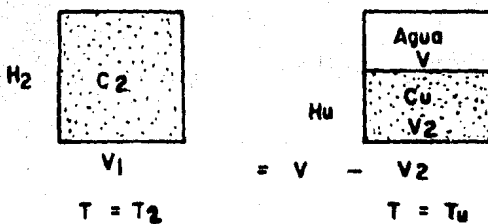
Este proceso comienza en el tiempo t_2 de la Fig. 4.6-C en la cual se alcanza la concentración C_2 y se tiene una altura de la interfase H_2 .

El fin del espesamiento Fig. 4.6-d es alcanzado cuando se tiene una concentración de sólidos solubles de C_u en el tiempo t_u y por lo tanto la altura de la interfase es H_u .

Analizando separadamente la zona de lodos en el comienzo y el final del espesamiento y efectuando un balance de materia en estos como se muestra en la Fig. 4.9 se obtiene:

$$C_2 H_2 = C_u H_u \quad \text{-----(4.3)}$$

Fig. 4.9
Espesamiento de lodos



Como la cantidad de sólidos contenidos en el volumen 1 es ---
prácticamente igual a los que se tienen en la unidad de volumen V_2 .:

$$C_2(AIH_2 = C_1AH_1 = C_0AH_0) \text{ -----(4.4)}$$

La cantidad de agua desplazada en esta sección de volumen ---
(agua clarificada) es:

$$V = AIH_2 - AH_1 \text{ -----(4.5)}$$

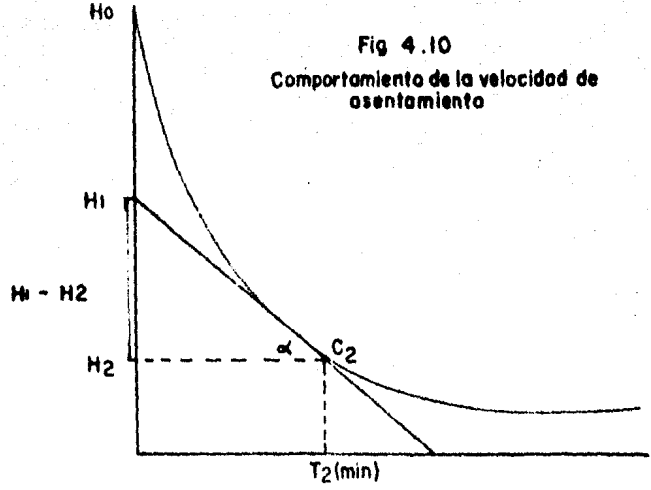
$$V = AIH_2 - H_1I$$

El intervalo de tiempo requerido para desalojar esta cantidad
de agua es $t_u - t_2$ y la velocidad de flujo promedio $Q(m^3/min)$ es:

$$Q = V/(t_u - t_2) = AIH_2 - H_1I / (t_u - t_2) \text{ -----(4.6)}$$

$$t_u - t_2 = AIH_2 - H_1I / Q \text{ -----(4.7)}$$

Considerando la curva de asentamiento y determinando grafica-
mente la velocidad de asentamiento V_s al tiempo t_2 (tangente en el punto C_2).

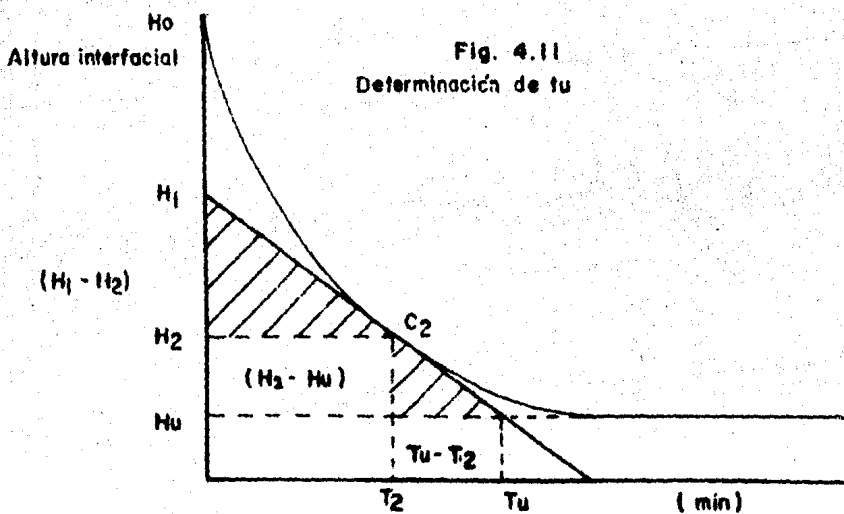


Bajo condiciones de flujo continuo la velocidad del licor sobre el vertedero no puede ser mayor que V_s si el espesamiento es llevado a cabo. Por lo tanto la velocidad de flujo a t_2 cuando el espesamiento comienza es:

$$Q = A(H_1 - H_2)/t_2 \quad ; \quad \text{por lo que:} \quad \text{-----(4.9)}$$

$$(H_2 - H_u)/(t_u - t_2) = (H_1 - H_2)/t_2 \quad \text{-----(4.10)}$$

La ecuación está basada en un procedimiento gráfico, por lo que la determinación de t_u es de la forma siguiente:



- 1.- Obtener la pendiente de la curva de asentamiento en C_2 .
- 2.- Del balance de materia para el cálculo de H_u marque la distancia H_u en la coordenada de la Fig. 4.11

$$H_u = H_0 C_0 / C_u \quad \text{-----(4.11)}$$

El área mínima superficial requerida para el espesamiento (A_2) se obtiene considerando lo siguiente:

$$HuCu = ColHo = ColHoA_2/tu \quad \text{-----}(4.12)$$

Si la concentración de sólidos suspendidos entrando en influente es $QoCo$ \therefore $Qo(Co) = ColHoA_2/tu$; por lo que

$$A_2 = Qo(tu)/Ho \quad \text{-----}(4.13)$$

Donde:

Qo = Velocidad de flujo en el influente.

Ho = Altura del cilindro de prueba 0.34 m.

CAPITULO V

DIMENSIONAMIENTO DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO

5.1.- Proceso de Lodos Activados

Este proceso consiste de cuatro etapas funcionales:

1).- Sedimentación primaria

En esta etapa son removidos aquellos sólidos sedimentables orgánicos e inorgánicos presentes en el agua residual.

2).- Aereación de la mezcla de agua residual y lodos biológicos activados.

3).- Sedimentación secundaria.

En esta parte del proceso son separados los lodos biológicos activados provenientes del tanque de aereación por medio de la sedimentación.

4).- Recirculación de los lodos biológicos asentados, para ser mezclados con el agua residual cruda.

El proceso de lodos activados ha sido utilizado para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales por aproximadamente un siglo. El diseño de la planta en este tiempo se llevaba a cabo empíricamente, y fue hasta después del año 1960 que se comenzó a desarrollar el diseño del sistema de lodos activados basado en la investigación racional. Este proceso fue originado de la observación por un largo tiempo del agua residual tanto doméstica como industrial, del cual se dedujo que por medio de la aereación el contenido de la materia orgánica es reducido, para formar en el mismo tiempo un lodo floculento,

el cual es fácilmente separable.

Exámenes microscópicos de estos lodos revelan que su composición varía como una respuesta natural a las variaciones en la composición del agua residual y las condiciones ambientales. Los microorganismos presentes en el sistema son bacterias unicelulares, algas protozoos y rotíferos. Estos microorganismos son los más importantes que se han encontrado en todo tipo de tratamiento biológico.

El proceso de lodos activados han sido desarrollados como una operación continua por la recirculación de lodos, este proceso es mostrado en la Fig. 5.1 en donde se indican las variables del proceso más importantes.

Fig 5.1
Proceso de lodos activados

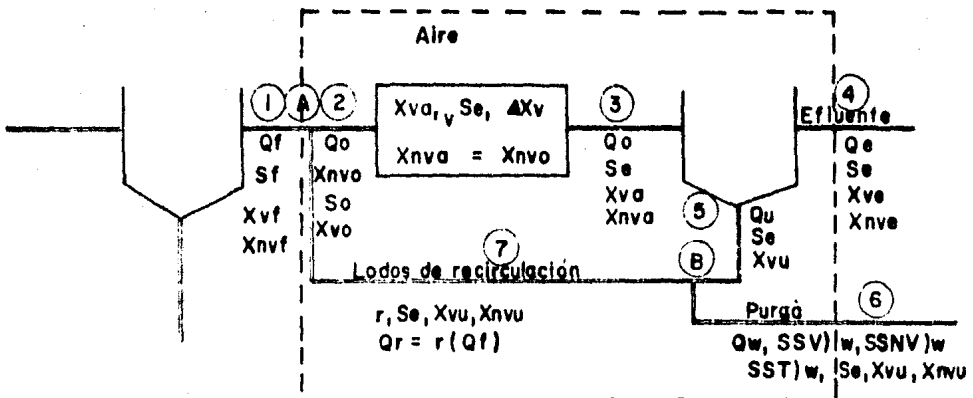


TABLA Nº 5.1
DEFINICION DE SIMBOLOS

Los subíndices se refieren a la corriente en cuestión	
F	Alimentación fresca (línea 1)
O	Alimentación combinada (línea 2)
a	Efluente del reactor (línea 3)
e	Efluente neto (línea 4)
v	Descarga de sólidos del sedimentador secundario (línea 5)
v	Sólidos suspendidos volátiles.
nv	Sólidos suspendidos no volátiles.
Símbolos	
Velocidad de flujo ($m^3/día$)	
Q_f	Alimentación fresca ($m^3/día$)
Q_r	Recirculación
r	Relación de recirculación $r=Q_r/Q_f$
Q_o	Alimentación combinada
Q_e	Efluente neto ($m^3/día$)
Q_w	Purga del sedimentador secundario
Q_w	Purga de lodos del sistema.
Concentración de DBO soluble (mg/l)	
S_f	DBO soluble de la alimentación fresca
S_o	DBO soluble de la alimentación combinada
S_e	DBO soluble de efluente.
Concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) mg/l	
X_{v_f}	SSV de la alimentación fresca
X_{v_o}	SSV de la alimentación combinada
X_{v_a}	SSV en el interior del reactor. Esta también es igual a la concentración de SSV en el efluente del reactor en estado de completa mezcla.
X_{v_u}	SSV en la purga del sedimentador secundario.
X_{v_e}	SSV en el efluente neto.
Concentración de sólidos suspendidos no volátiles (mg/l) SSNV	
X_{nv_f}	SSNV en la alimentación fresca
X_{nv_o}	SSNV en la alimentación combinada
X_{nv_a}	SSNV en el interior del reactor
X_{nv_u}	SSNV en la purga del sedimentador secundario
X_{nv_e}	SSNV en el efluente neto.
Purga	
$SSV)_w$	Kg/día en la purga del sistema
$SSNV)_w$	Kg/día de SSNV en la purga
$SST)_w$	Kg/día de SST en la purga
V	Volumen del reactor en m^3
ΔX_v	Producción de lodos en Kg/día

5.1.- Desarrollo de las ecuaciones del sistema de lodos activados convencional.

Con objeto de que se tenga una mejor idea del manejo de las ecuaciones, así como su origen, se presenta la deducción de las mismas para el sistema de lodos activados.

Balance de materia en el punto de mezcla, es decir en el punto A.

$$Q_0(S_0) = Q_e(S_e) + Q_F(S_F)$$

$$Q_e = \alpha Q_F; Q_0 - Q_F + Q_e = Q_F(1 + \alpha) \quad \text{-----}(5.1)$$

$$Q_0(S_0) = \alpha Q_F(S_e) + Q_F(S_F) = Q_F(\alpha S_e + S_F)$$

$$Q_F(1 + \alpha)S_0 = Q_F(S_F + \alpha S_e)$$

$$S_0 = (S_F + \alpha S_e)/(1 + \alpha) \quad \text{-----}(5.2)$$

$$Q_0(X_{v0}) = Q_F(X_{vF}) + Q_e(X_{ve}) = Q_F X_{vF} + \alpha Q_F(X_{ve})$$

$$Q_F(\alpha X_{ve} + X_{vF}) = Q_F(1 + \alpha)$$

$$X_{v0} = (\alpha X_{ve} + X_{vF})/(1 + \alpha) \quad \text{-----}(5.3)$$

$$X_{v0} = (\alpha X_{ve} + X_{vF})/(1 + \alpha) \quad \text{-----}(5.4)$$

Balance de sólidos suspendidos volátiles en la zona I

$$Q_F X_{vF} + Y(S_F - S_e)Q_F = Q_e X_{ve} + Q_0 X_{v0} + K_d(X_{va})V$$

$$Q_0 = Q_F - Q_e \quad \text{si:}$$

$$Y(S_F - S_e)Q_F = \text{Producción de sólidos en el reactor}$$

$$Q_F X_{vF} + Y(S_F - S_e)Q_F - K_d(X_{va})V - Q_e X_{ve} = Q_0 X_{v0}$$

$$\Delta X_v = Y(S_F - S_e)Q_F - K_d(X_{va})V = \text{Producción neta de sólidos} \quad \text{---}(5.5)$$

$$Q_F X_{vF} + \Delta X_v - Q_e X_{ve} = Q_0 X_{v0} = SSV/w \quad \text{---}(5.6)$$

Balance de SSV en la zona J

$$\begin{aligned}
 Q_F X_{nv} &= Q_w X_{nw} + Q_e X_{ve} \\
 Q_F - Q_w &= Q_e \\
 SSV|w &= Q_w X_{nw} = Q_F X_{nv} - Q_e X_{ve} \\
 &= Q_F X_{nv} - X_{ve}(Q_F - Q_w) \\
 &= Q_F X_{nv} - Q_F X_{ve} + Q_w X_{ve} \\
 SSV|w &= Q_F (X_{nv} - X_{ve}) + Q_w X_{ve} \quad \text{-----}(5.7)
 \end{aligned}$$

Producción neta de sólidos suspendidos totales.

$$SST|w = SSV|w + SSV|w \quad \text{-----}(5.8)$$

Balance de SSV en el sedimentador secundario

$$Q_o X_{va} = Q_e X_{ve} + Q_u X_{vu} \quad \text{-----}(5.8.1)$$

$$Q_u = Q_w + Q_r$$

Balance en el punto B

$$Q_u X_{vu} = Q_w X_{vw} + Q_r X_{vu}$$

$$Q_w X_{vw} = Q_F X_{vF} + Y(S_F - S_e)Q_F - K_d(X_{va}V - Q_e X_{ve})$$

$$\text{si } \Delta X_v = Y(S_F - S_e)Q_F - K_d(X_{va}V) \quad \text{-----}(5.9)$$

(Producción de sólidos)

$$Q_u X_{vu} = Q_F X_{vF} + \Delta X_v - Q_e X_{ve} + r Q_F X_{vu}$$

Sustituyendo en la ecuación (5.8.1) tenemos:

$$Q_o X_{va} = Q_e X_{ve} + Q_F X_{vF} + \Delta X_v - Q_e X_{ve} + r Q_F X_{vu}$$

$$Q_o X_{va} = Q_F X_{vF} + \Delta X_v + r Q_F X_{vu}$$

$$Q_F(1 + r)X_{va} = Q_F(X_{vF} + r X_{vu}) + \Delta X_v$$

$$\begin{aligned}
 Q_F X_{va} + n Q_F X_{va} &= Q_F X_{v_F} + n Q_F X_{vu} + \Delta X_v \\
 n Q_F X_{va} - n Q_F X_{vu} &= Q_F X_{v_F} + \Delta X_v - Q_F X_{va} \\
 (-) n Q_F (X_{va} - X_{vu}) &= Q_F X_{v_F} + \Delta X_v - Q_F X_{va} \quad (-) \\
 n Q_F (X_{vu} - X_{va}) &= Q_F X_{v_F} - \Delta X_v - Q_F X_{v_F} \\
 n &= (Q_F X_{va} - \Delta X_v - Q_F X_{v_F}) / (Q_F (X_{vu} - X_{va})) \quad \text{-----}(5.10)
 \end{aligned}$$

Como $\Delta X_v = Y(S_F - Se)Q_F - Kd(X_{va})V$ y $t = V/Q_F$

$$\begin{aligned}
 \Delta X_v / Q_F &= (Y(S_F - Se)Q_F) / Q_F - (Kd(X_{va})V) / Q_F \\
 n &= \frac{Q_F X_{va} - Q_F(S_F - Se) - Kd(X_{va})t - Q_F X_{v_F}}{X_{vu} - X_{va}} \quad \text{-----}(5.11)
 \end{aligned}$$

Como además $t = (S_F - Se) / (k(X_{va})(Se - S_n))$

$$\begin{aligned}
 n &= \frac{X_{va} - Y(S_F - Se) + kd(S_F - Se) - X_{v_F}}{X_{vu} - X_{va}} \quad \text{-----}(5.12)
 \end{aligned}$$

5.2.- Dimensionamiento del sistema de lodos activados convencional.

Uno de los objetivos que se pretende con el presente trabajo es el -- de proporcionar una herramienta que sea de utilidad para el diseño de cualquier planta de tratamiento, tanto por el sistema convencional de lodos activados, -- así como por el de aereación extendida. No se realizó el trabajo experimental; sin embargo, se discutió cuidadosamente como se lleva a cabo; desde la deter-- minación de los parámetros biocinéticos, hasta las pruebas de sedimentación pri-- maria y secundaria. Por lo que este mismo procedimiento puede seguirse para cu-- si cualquier caso en particular.

Supóngase que se tiene una corriente de agua residual, formada por — las descargas de varias colonias habitacionales, y se pretende que éstas aguas sean tratadas, de tal forma que puedan ser reusadas como aguas de riego de — áreas verdes y zonas de cultivos. Logrando con ésto una disminución de la contaminación en los cuerpos receptores, por ende también disminuirá la contaminación de los mantos acuíferos debido a la infiltración, así como habrá una diminución en el consumo de agua de primer uso, que puede ser substituida por agua tratada, en caso de cumplirse con los criterios de calidad establecidos.

Características de diseño:

Gasto promedio a tratar: 300 l/s

Sedimentación primaria:

Velocidad de sedimentación $40 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$

Tiempo de retención hidráulico 90 min.

Orgánica (DBO_5) 30%

Eficiencia de remoción

Sólidos (SST) 40%

Tratamiento biológico

$$K = 0.02 \text{ días}^{-1}$$

$$K_d = 0.075 \text{ días}^{-1}$$

$$Y = 0.73$$

$$a = 0.52$$

$$b = 0.107$$

$$S_n = 7 \text{ mg/l}$$

Características de tipo medio del agua residual doméstica.

X_{vF}	= Conc de SSV de influente	150 mg/l
X_o	= Conc de SST de influente	333 mg/l
X_{nvF}	= Conc de SS no volátiles (SSNV o SSF)	50 mg/l
S_F	= Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	200 mg/l
Nitrógeno total		40 mg/l
Fósforo total		10 mg/l
Alcalinidad total como CaCO ₃		100 mg/l
Grasas y aceites		100 mg/l
Temperatura		20° C

5.2.1.- Dimensionamiento del sedimentador primario.

Concentración esperada en la purga 15000 mg/l de sólidos suspendidos totales.

$$Q_o = 300 \text{ l/s}$$

$$X_o = 333 \text{ mg/l}$$

$$\text{SST removidos} : X_o \eta = 333(0.41) = 133.2 \text{ mg/l}$$

$$\text{Conc. en el efluente} : X_o - X_o \eta = 333(1 - 0.41)$$

$$\text{SST en el efluente} = 199.8 \text{ mg/l}$$

$$\text{Area requerida} = Q_o / (C_s / F_s)$$

Donde:

C_s = Carga superficial o veloc. de sedimentación

F_s = Factor de seguridad (1.25 - 1.5)

Q_o = Gasto total en la entrada

η = Eficiencia de remoción

$$\text{Area requerida} = (300 \text{ l/s}) / (86.4 / (140 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{día} / 1.25))$$

$$\text{Area requerida} = 810 \text{ m}^2$$

Si el sedimentador es de sección circular:

$$\text{Diámetro} = (4 \text{ A} / \pi)^{1/2} = (4(810) / \pi)^{1/2}$$

$$\text{Diámetro} = 32.11 \text{ m}$$

$$\text{Volumen} = T(Q_0)F_A$$

$$= 90 \text{ min} (300 \text{ l/s}) / (60 \text{ S/min}) (1 \text{ m}^3 / 1000) F_A$$

$$= 2025 \text{ m}^3 = 111 \text{ A}$$

H = Profundidad del sedimentador

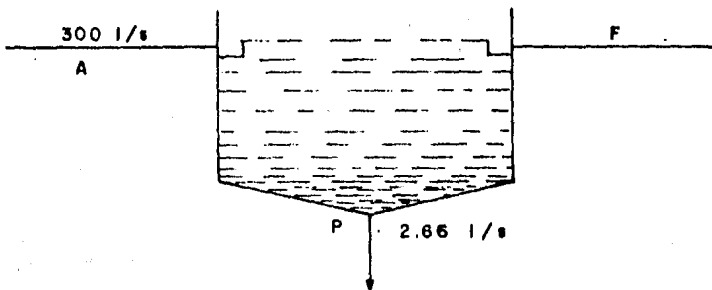
$$H = \text{Volumen} / \text{Area requerida} = 2025 / 810 = 2.5 \text{ m}$$

Caudal de purga

$$Q_p = X_0 Q_0 (\% \text{ de remoción}) / (\text{Conc. de sól. en el fondo})$$

$$Q_p = 333 \text{ mg/l} (300 \text{ l/s}) 0.4 / (15000 \text{ mg/l})$$

$$Q_p = 2.66 \text{ l/s} = 229.8 \text{ m}^3 / \text{día}$$



BALANCE DE MATERIA

$$A = F + P$$

$$F = A - P = 300 - 2.66 = 297.34 \text{ l/s}$$

Como se podrá observar el tanque consta de una sección cilíndrica y una sección cónica en la parte del fondo, por lo que se tendrá que tomar en cuenta estas secciones en el cálculo del volumen real del sedimentador.

Dimensiones reales del equipo

La pendiente del piso de la sección cónica es ecogido de acuerdo a las características del lodo, ya que hay casos en que es necesario que el fondo esté casi vertical, para que puedan fácilmente resbalar hacia el fondo del recipiente. Normalmente se opta por un valor de 8% del radio del cilindro.

$$\text{Profundidad máxima: } 2.8 + 0.08(32.11/2) = 4.08 \text{ m}$$

$$\begin{aligned} \text{Volumen real} &= \text{Volumen del cilindro} + \text{Vol. del cono} \\ &= A(H) + A(H_{\text{max}} - H_{\text{cil}})/3 \\ &= 810(2.8) + 810(4.08 - 2.8)/3 \\ &= 2613.6 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Es conveniente hacer notar que en la altura del cilindro, se ha considerado la suma de la altura del cilindro más la altura del borde libre del mismo, siendo $H_{\text{cil}} = 2.5 + 0.3 = 2.8 \text{ m}$

El borde libre del cilindro sedimentador se conoce como la altura que presenta a partir de la superficie terrestre.

Tiempo hidráulico de retención real

$$t_h = V/Q_0 = 2613.6 \text{ m}^3 / (1300 \text{ L} / 186.411)$$

$$t_h = 0.10 \text{ días} = 145.2 \text{ min.}$$

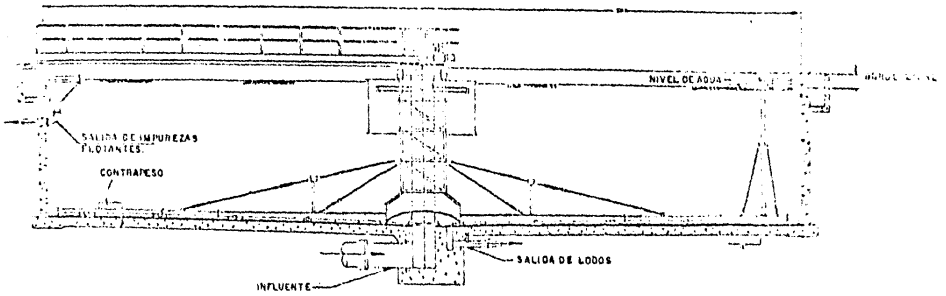
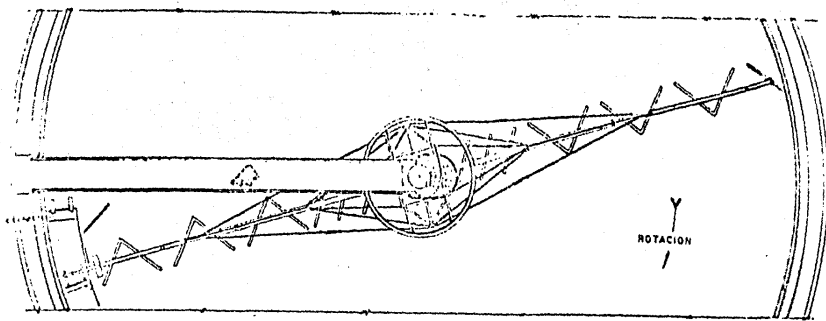


FIG. 5.2 SEDIMENTADORES

Los sedimentadores pueden ser de puente fijo o móvil, dependiendo de las necesidades que se tengan, ya que el puente móvil posee una raspa en la parte inferior del puente que arrastra las partículas sólidas flotantes o lodos contenidos en la superficie líquida hacia la línea de purga (Ver Fig. 5.21).

5.2.2.- Dimensionamiento del tanque de aereación o reactor.

Una vez que se han desarrollado las ecuaciones que involucran los criterios de diseño especificados, se realizarán una serie de cálculos iterativos, de tal manera que se pueda evaluar:

r = Relación de recirculación = Q_r/Q_f

t_{H_2} = Tiempo hidráulico de retención

F/M = Relación de carga o de alimento microorganismo,

S_0 = Conc. de DBO a la entrada del reactor.

Los que se encuentren dentro del rango de criterio recomendado, serán los valores escogidos para llevar a cabo el diseño.

Como la concentración de sólidos para un sistema de lodos activados operando en condiciones estables está entre los valores de 1500 a 3500 mg/l, se comenzará a suponer X_{va} para un valor de concentración de sólidos suspendidos volátiles en la línea de recirculación (X_{vu}) fija.

La concentración en la línea de recirculación (X_{vu}) para el sistema de lodos activados está entre 5000 y 12000 mg/l aproximadamente. Estos valores se modificarán de acuerdo a los valores que vayan tomando cada uno de -

los diferentes parámetros de diseño, de tal forma que todos estén dentro de los límites establecidos para un diseño en óptimas condiciones de operación.

Criterios de comparación

Relación de carga orgánica (F/M) = 10.3 - 0.71

Conc. de SSV en el reactor = 1500 - 3500 mg/l

Tiempo hidráulico de retención (t_l) = 14 - 8 hrs.1

$$t_h = t_l / (1+r)$$

Relación de recirculación (r) = 10.25 - 0.51

Tiempo de retención celular (θ_c) = 15 - 15 días1

PRIMERA SUPOSICION
PARA $X_{vu} = 10000$ mg/l

X_{va}	$r=Qr/Q_f$	S_o (mg/l)	t_h (días)	F/M ($día^{-1}$)
1500	0.149	176.85	0.402	0.293
1600	0.163	174.77	0.372	0.294
1700	0.177	172.93	0.346	0.294
1800	0.192	171.00	0.323	0.294
1900	0.206	169.25	0.302	0.294
2000	0.221	167.42	0.284	0.294
2100	0.237	165.51	0.267	0.295
2200	0.253	163.65	0.251	0.296
2300	0.269	161.84	0.23	0.296
2400	0.286	159.96	0.224	0.297
2500	0.303	158.14	0.213	0.296
2600	0.320	156.36	0.206	0.297
2700	0.338	154.52	0.192	0.298
2800	0.357	152.64	0.182	0.299
2900	0.376	150.81	0.173	0.300
3000	0.396	148.94	0.165	0.300
3400	0.480	141.62	0.138	0.301

SEGUNDA SUPOSICION
PARA $X_{vu} = 6000 \text{ mg/l}$

X_{va}	$r=Qr/Q_F$	$S_o(\text{mg/l})$	$t_h(\text{días})$	$F/M(\text{días}^{-1})$
1500	0.282	160.37	0.360	0.297
1600	0.311	157.30	0.330	0.298
1700	0.342	156.12	0.303	0.299
1800	0.374	151.00	0.280	0.300
1900	0.407	147.93	0.259	0.301
2000	0.443	144.74	0.240	0.302
2100	0.480	141.62	0.223	0.302
2200	0.519	138.50	0.207	0.304

Condiciones escogidas para el sistema

$$X_{vu} = 6000 \text{ mg/l}$$

$$X_{va} = 2000 \text{ mg/l}$$

$$n = 0.443$$

$$S_o = 144.74 \text{ mg/l}$$

$$t_h = 0.24 \text{ días}$$

$$F/M = 0.302 \text{ días}^{-1}$$

Cálculo de las dimensiones del tanque de aeración

$$V = Q_0 (t_h) = Q_F (1 + n) t_h$$

$$V = 297.34(86.4)(1.443)(0.24) = 8897.0 \text{ m}^3$$

$$Q_F = 297.34 \text{ l/s} = 25690.18 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$V = \text{Area} (\text{Profundidad})$$

Si la profundidad es de 3.5 metros, entonces tenemos:

$$\text{Area requerida} = 8897 \text{ m}^3 / 3.5 \text{ m} = 2542 \text{ m}^2$$

$$\text{Relación Largo} : \text{ancho} : 2:1$$

$$\text{Area} = L \cdot a \quad \text{Donde: } L = \text{Largo}$$

$$\text{Area} = (2a) \cdot a = 2a^2 \quad a = \text{ancho}$$

$$a = \sqrt{12542172} = 35.65 \text{ m de ancho}$$

$$L = 2a = 2(35.65) = 71.3 \text{ m.}$$

Cálculo de la producción neta de sólidos suspendidos volátiles en el interior del reactor (ΔX_v).

$$\Delta X_v = Y(S_0 - S_e) Q_0 - K_d(X_{va})V = Y(S_F - S_e) Q_F - K_d(X_{va})V$$

$$\Delta X_v = 0.73(144.74 - 20)37070.92 - 0.075(2000)18897$$

$$\Delta X_v = 2041132.75 \text{ g/día} = 2041.13 \text{ Kg/día}$$

$$X_{vo} = (X_{VF} + nX_{vu}) / (1 + n) = (150 + (0.443)(6000)) / (1.443)$$

$$X_{vo} = 1945.94 \text{ mg/L}$$

Haciendo un balance de materia en el reactor para comprobar la producción neta de sólidos.

$$\Delta X_{vr} = X_{va} - X_{vo} = 2000 - 1945.94 = 54.05 \text{ mg/L}$$

$$\Delta X_{vr} = 54.05 \text{ g/m}^3 (1 \text{ Kg}/1000 \text{ g})(37402.56 \text{ m}^3/\text{día})$$

$$= 2021.76 \text{ Kg/día}$$

Este valor es aproximadamente igual al calculado anteriormente.

Cálculo de la cantidad de lodos retirados del sistema (purga del sedimentador secundario)

$$Q_F = Q_e + Q_w$$

$$Q_F X_{VF} = Q_e X_{ve} + Q_w X_{vw}$$

$$Q_w X_{vw} = Q_F X_{VF} - Q_e X_{ve} = Q_F X_{VF} + \Delta X_v - Q_e X_{ve}$$

$$Q_w = (Q_F X_{VF} + \Delta X_v - Q_e X_{ve}) / X_{vw}$$

$$Q_w = 125690.17 \text{ m}^3/\text{día} (150 \text{ g/m}^3) + 2041132.75 \text{ g/día} / 6000 \text{ g/m}^3$$

$$Q_w = 982.44 \text{ m}^3/\text{día} = 11.37 \text{ l/s de purga}$$

Caudal de efuente del sistema

$$Q_e = Q_f - Q_w = 25690.17 - 982.44 = 24707.73 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$= 285.97 \text{ l/s}$$

Caudal de efuente de la parte inferior del sedimentador secundario.

$$Q_u = Q_r + Q_w = r(Q_f) + Q_w = 0.443(25690.17) + 982.44$$

$$Q_u = 12363.18 \text{ m}^3/\text{día}$$

Sólidos suspendidos totales en la purga:

$$SST_{lw} = SSV_{lw} + SSNV_{lw}$$

$$SSV_{lw} = Q_f X_{VF} + \Delta X_v - Q_e X_{Ve}$$

$$SSNV_{lw} = Q_f (X_{NVF} - X_{NVe}) + Q_w X_{NVe}$$

$$SST_{lw} = Q_f X_{VF} + \Delta X_v - Q_e X_{Ve} + Q_f X_{NVF} - Q_f X_{NVe} + Q_w X_{NVe}$$

$$SST_{lw} = 25690.17 \text{ m}^3/\text{día} (150 \text{ g/m}^3) + 2041132.75$$

$$SST_{lw} = 5894658.25 \text{ g/día} = 5894.65 \text{ Kg/día}$$

$$SSNV_{lw} = 25690.17 \text{ m}^3/\text{día} (50 - 25) \text{ g/m}^3 + 982.44 \text{ m}^3/\text{día} (25 \text{ g/m}^3)$$

$$SSNV_{lw} = 666815.32 \text{ g/día} = 666.815 \text{ Kg/día}$$

$$SST_{lw} = 666.815 + 5894.658 = 6561.473 \text{ Kg/día}$$

Cálculo de los requerimientos de oxígeno por el sistema

$$\begin{aligned}
 O_2 \text{ requerido} &= a(S_o - S_e) Q_o + b(X_{va})V = a(S_F - S_e)Q_F + b(X_{va})V \\
 &= 0.52(144.74 - 20)25690.17(1.443) + 0.107(2000)8897 \\
 &= 4308559.78 \text{ g/día} = 4308.56 \text{ Kg/día}
 \end{aligned}$$

5.2.2.1.- Cálculo de los requerimientos de potencia.

Para calcular los requerimientos de potencia, es necesario tener en consideración la tasa de transferencia de oxígeno, ya que esto es necesario para la especificación de los aeradores que serán utilizados en el proceso.

Los procesos de transferencia de una fase gaseosa a una acuosa ocurren entres pasos:

- 1).- Saturación del líquido cercano a la superficie. Esto ocurre rápidamente, ya que la resistencia que presenta la película a la difusión es despreciable.
- 2).- Paso de las moléculas de oxígeno a través de la película interfacial líquida por difusión molecular.

Cuando se tenga un nivel de turbulencia alto, la película interfacial es rota, y la velocidad de regeneración es la que controla la absorción de oxígeno, esto ocurre cuando el líquido con una concentración C_L (concentración de oxígeno en el seno del líquido) es reemplazada de modo que la concentración sea igual a la concentración de saturación (C_s).

31.- *Transferencia de Oxígeno al seno del líquido por difusión y convección.*

La transferencia por difusión esta descrita por la siguiente ecuación: Ley de Fick.

$$N = K_L A (C_s - C_L) \quad \text{-----}(15.13)$$

Donde:

N = Masa de oxígeno transferida por unidad de tiempo

= Kg de O₂/día

K_L = Coeficiente de película líquida

= Kg de O₂/día m² (gradiente de conc.)

A = Area interfacial para transferencia (m²)

C_s = Concentración de saturación de oxígeno (mg/l)

C_L = Concentración de oxígeno en el seno del líquido (mg/l)

Para la transformación de N en unidades de concentración, es necesario realizar la siguiente transformación de la ecuación -----

(15.13) a :

$$N/V = dC_L/dt = K_L (A/V) (C_s - C_L) = K_L a (C_s - C_L) \quad \text{-----}(15.14)$$

C_s - C_L = Fuerza motriz o déficit de oxígeno (denotado como OD).

En la tabla 5.2 se presentan algunos de los valores para C_s.

TABLA Nº 5.2
VALORES DE C_s PARA AGUA DESTILADA EN CONDICIONES ESTANDARO

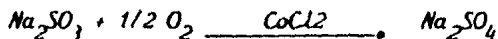
TEMPERATURA (°C)	O_2 (mg/l)
0	14.6
5	12.8
10	11.3
15	10.2
20	9.2
25	8.4
30	7.6
35	7.1
40	6.6
45	6.1
50	5.6

Para tratamiento aerobios los rangos de operación - para oxígeno disuelto (C_L) esta entre 0.5 y 1.5 mg/l.

Cuando la nitrificación (reducción de nitritos y nitratos a nitrógeno molecular) es llevada a cabo, el nivel de oxígeno es aproximadamente $C_L = 2.0$ mg/l. Para mayor información ver (Ref. 3).

La determinación de K_L es comúnmente llevada a cabo en condiciones inestables, y se lleva a cabo en cuatro etapas:

Etapa 1: Desoxigene el agua a una concentración inicial de cero de oxígeno disuelto. Esto es debido a la adición de desoxigenantes químicos, en más comúnmente usado es el sulfato de sodio — (Na_2SO_3). El Cloruro de cobalto ($CoCl_2$) es adicionado como catalizador para la reacción de desoxigenación.



La relación estequiométrica es:

$$\text{Na}_2\text{SO}_3 / 1/2 \text{O}_2 = 126/16 = 7.9 \text{ mg/l}$$

Es decir, se necesita 7.9 mg/l de Na_2SO_3 para remover 1mg/l de oxígeno disuelto. La estimación de Na_2SO_3 se lleva a cabo considerando 10% a 20% de exceso.

La concentración de Co Cl_2 adicionada como mínimo de 1.5 mg/l. Una alternativa del procedimiento de desoxigenación consiste en la remoción de oxígeno disuelto por medio del burbujeo de nitrógeno gaseoso.

Después de que la concentración de O_2 es llevada a casi cero, comienza la aereación, midiendo el incremento de la concentración del O_2 a intervalos de tiempo seleccionados. Como la concentración de O_2 se incrementa con el tiempo, este método es llevado a cabo en condiciones de aereación en estado inestable.

El análisis químico del oxígeno disuelto es llevado conforme se explica en la referencia (3) mediante el método de Winkler.

Los resultados obtenidos de la medición del O_2 en el seno del líquido (C_t) para cada tiempo t_i son tabulados, calculando la fuerza motriz $(C_s - C_t)$ y graficándolo contra el tiempo t_i de mezclado, de los cuales se obtiene la siguiente figura para una C_s fija.

La relación estequiométrica es:

$$\text{Na}_2\text{SO}_3 / 1/2 \text{O}_2 = 126/16 = 7.9 \text{ mg/l}$$

Es decir, se necesita 7.9 mg/l de Na_2SO_3 para remover 1mg/l de oxígeno disuelto. La estimación de Na_2SO_3 se lleva a cabo considerando 10% a 20% de exceso.

La concentración de Co Cl_2 adicionada como mínimo de 1.5 mg/l. Una alternativa del procedimiento de desoxigenación consiste en la remoción de oxígeno disuelto por medio del burbujeo de nitrógeno gaseoso.

Después de que la concentración de O_2 es llevada a casi cero, comienza la aereación, midiendo el incremento de la concentración del O_2 a intervalos de tiempo seleccionados. Como la concentración de O_2 se incrementa con el tiempo, este método es llevado a cabo en condiciones de aereación en estado inestable.

El análisis químico del oxígeno disuelto es llevado conforme se explica en la referencia (3) mediante el método de Winkler.

Los resultados obtenidos de la medición del O_2 en el seno del líquido (C_L) para cada tiempo t_L son tabulados, calculando la fuerza motriz ($C_s - C_L$) y graficándolo contra el tiempo t_L de mezclado, de los cuales se obtiene la siguiente figura para una C_s fija.

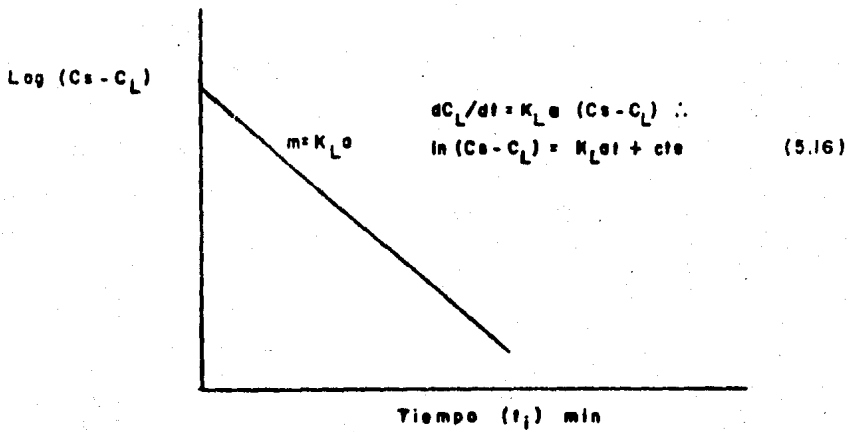


FIG. 5.3 DETERMINACION DE $K_L a$

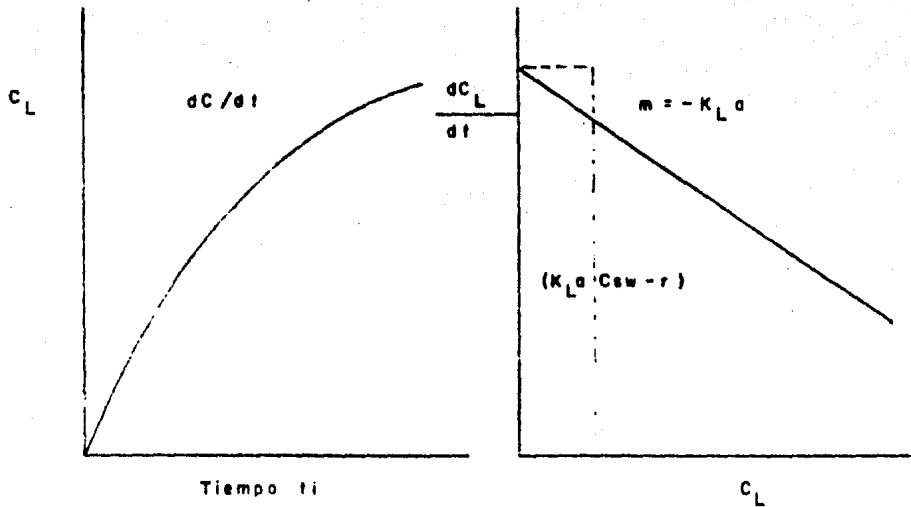


FIG. 5.4

DETERMINACION DE LA TASA DE CONSUMO DE OXIGENO

Para la determinación de la cantidad de oxígeno utilizado por un sistema de lodos activados en estado inestable (conc de C_L variable con el tiempo $dc_L/dt \neq 0$), se utiliza la siguiente ecuación:

$$dC_L/dt = K_L a (C_{sw} - C_L) - r \quad \text{--- (15.17)}$$

$$dC_L/dt - (K_L a C_{sw} - r) = K_L a C_L \quad \text{--- (15.18)}$$

Donde: r = Velocidad de utilización de oxígeno por los microorganismos presentes en el tanque de aereación.

C_{sw} = Concentración de saturación de oxígeno en el agua residual.

Los valores de dC_L/dt son obtenidos por medio de la gráfica de C_L (medida por las pruebas de DO) vs tiempo t_i , de la cual se determinará la pendiente en determinados intervalos de tiempo seleccionados.

La pendiente de la línea es igual a $K_L a$ y la tasa de respiración (velocidad de utilización de oxígeno) r es determinada de la intercepción.

Otra forma de determinar el coeficiente ($K_L a$) es mediante la siguiente ecuación:

$$dC_L/dt = 0 = K_L a (C_{sw} - C_L) - r$$

$$K_L a = r / (C_{sw} - C_L) \quad \text{--- (15.19)}$$

Esta ecuación sólo es utilizada en condiciones de estado estable, es decir cuando C_L no varía con el tiempo. En estas condiciones k es determinado por medio de un respirómetro electrolítico (aparato para medir el consumo de oxígeno por los microorganismos).

Cuando la transferencia de oxígeno se esté llevando a cabo en condiciones diferentes de las estándar (20°C y 1 atm de presión), es necesario corregir este coeficiente por presión y temperatura.

Corrección por temperatura:

Como el coeficiente de transferencia de oxígeno $K_L a$ se incrementa con la temperatura, la siguiente ecuación es utilizada para la determinación del coeficiente a la temperatura de operación.

$$K_L a(T) = K_L a(20^\circ C) \cdot 1.024^{(T - 20)} \quad ; \quad T : ^\circ C \quad \text{--- (5.20)}$$

Corrección por presión:

Para la evaluación de un aereador, la transferencia de oxígeno es estimada en condiciones estándar (20°C y 1 atm). La tasa de transferencia de oxígeno por el aereador es conocida como capacidad de oxigenación (CO), la cual se define como la velocidad de transferencia de oxígeno dC/dt a una concentración inicial de $C_L = 0$.

$$(CO) = K_L a(20^\circ C) \times C_A(\text{conocido})^V \quad \text{--- (5.21)}$$

Donde: V = Volumen de aireación

$$C_s(\text{corregido}) = C_s(\text{prueba}) \left(\frac{29.92}{P} \right)$$

P = Presión del sistema (en in de Hg).

De la ecuación (5.20) y (5.21) se obtiene que la capacidad de oxigenación para un aerador superficial es:

$$CO = K_L a(T) \cdot 1.024^{\frac{(20-T)}{10}} \cdot C_s(\text{prueba}) \times \left(\frac{29.92}{P} \right) \quad \text{--- (5.22)}$$

Donde: P = in Hg

Para el cálculo de un sistema de aireación por burbujas, la capacidad de oxigenación está descrita por la ecuación (5.23)

$$CO = K_L a(20^\circ\text{C}) \times C_{s0} \times V \quad \text{en cond. estandar} \quad \text{--- (5.23)}$$

Donde: C_{s0} = Cono de saturación de oxígeno en el tanque en condiciones estandar (mg/l)

C_m = Cono de saturación de oxígeno en el tanque de aireación, a la profundidad dada y condiciones definidas.

$$C_{s0} = C_m / (P_i / 29.41 + 0.51)$$

P_i = Presión del aire en el punto de descarga a la profundidad dada (psia)

Sustituyendo la ecuación (5.20) y (5.24) en la ec. (5.23) se obtiene:

$$CO = K_L a(T) \times 1.024^{\frac{(20-T)}{10}} \times \left(\frac{C_m}{(P_i / 29.41 + 0.51)} \right) \times (V) \quad \text{--- (5.25)}$$

Una vez calculada la capacidad de oxigenación, se calculará la cantidad de oxígeno real transferido, ya que el equipo de aereación tiene eficiencias de transferencia del 80 al 90%, por lo tanto la eficiencia de transferencia de las unidades de aereación superficial están expresadas en Kg de O_2 /Hp - Hr.

$$TEI = Kg \text{ de } O_2 / Hp - Hr = CO/n \quad \text{---(15.26)}$$

Cuando se cuente con características de voltaje y amperaje además del factor de potencia ($\cos Fp$), la eficiencia de transferencia (TEI) se calculará con la ecuación (15.26).

$$Hp_{(de \text{ prueba})} = (Voltaje / (Amperaje \cdot \cos Fp))^{1/2} \cdot E_m \cdot E_e \cdot (1/746) \quad \text{---(15.26)}$$

Donde:

E_m = Eficiencia del motor

E_e = Eficiencia de engranaje

(1/746) = Factor de conversión Hp/Watt

Fp = Factor de potencia .°.

n = Eficiencia de transferencia de oxígeno

$$TEI = CO/Hp_{(prueba)} = (Kg \text{ de } O_2) / Hp - hr \quad \text{---(15.27)}$$

Cuando el oxígeno es suministrado para el tratamiento biológico - aeróbico del agua residual, es necesario un factor de corrección que relaciona los coeficientes de transferencia global ($K_L a$) del agua residual y el del agua pura, el cual se muestra a continuación:

$$\alpha = \frac{K_L^a (\text{agua residual})}{K_L^a (\text{agua pura})} \quad \text{--- (5.28)}$$

Las variables que afectan este coeficiente (α) son:

- 1).- Temperatura del licor mezclado
- 2).- Naturaleza de los constituyentes minerales y orgánicos.
- 3).- Nivel de agitación, que normalmente se expresa en términos de Hp/1000 gal de volumen.
- 4).- Características del equipo de aereación.
- 5).- Profundidad del líquido y geometría de la base de aereación.

El efecto de la temperatura es atribuible a la dependencia de el coeficiente de película K_L como se muestra en la figura (5.5)

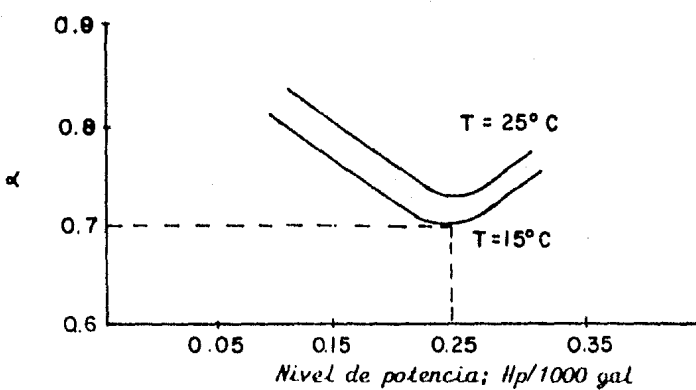


Fig. Nº 5.5 DEPENDENCIA DE α Y DEL NIVEL DE POTENCIA CON LA TEMPERATURA

Como la naturaleza de los constituyentes minerales y orgánicos afectan a α , este valor se incrementa durante la oxidación biológica, ya que --

ésta afecta la tasa de remoción en el proceso biológico. Esta situación se muestra en la figura 15.6)

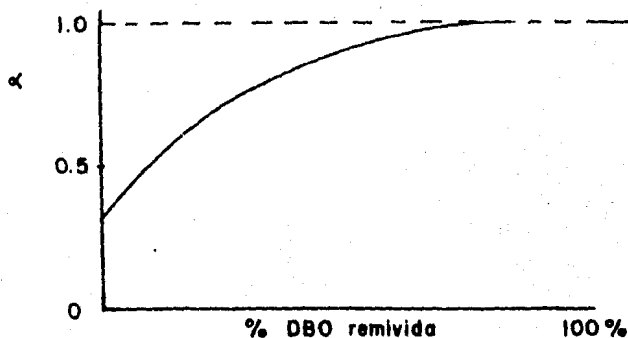


Fig. Nº 5.6 VARIACION DE α CON EL CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA

El efecto de la intensidad de mezclado (usualmente expresado en Hp/1000 gal) se muestra en la figura 5.7, la cual representa una curva típica para un agua residual. A una baja intensidad de mezclado la velocidad de transferencia de oxígeno es controlada por el transporte de las moléculas de oxígeno a través de la película superficial líquida por difusión molecular.

En la sección de turbulencia moderada, la presencia de agentes su perificiales activos inhiben la difusión molecular a través de la interfase, y así decrece.

En la sección de alta turbulencia, la intensidad de mezclado es alta, sin embargo, la transferencia de oxígeno es controlada por la velocidad de renovación superficial y de este modo α se incrementa. En la figura siguiente se presenta lo anterior para una agua residual típica.

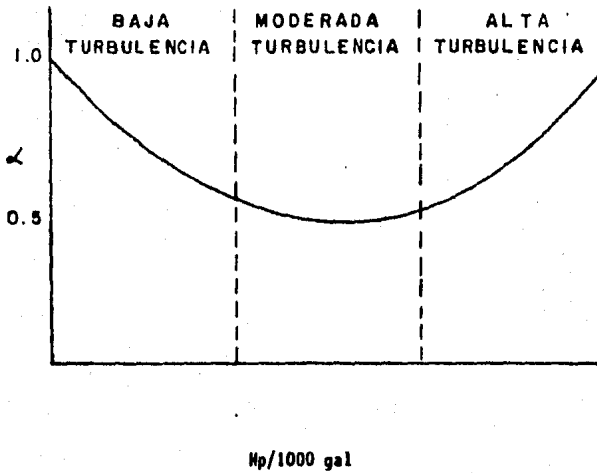


Fig. Nº 5.7 EFECTO DE LA INTENSIDAD DE MEZCLADO EN α .

Para la corrección por temperatura del coeficiente de eficiencia de transferencia, el coeficiente se toma en cuenta por medio de la ecuación (5.29).

$$TEI_T = TEI_{std} \times \alpha_{20^\circ C} \times 1.024^{(T-20^\circ C)} \times (\beta C_M - C_L) / 9.2 \quad \text{--- (5.29)}$$

Donde: TEI_{std} = Eficiencia de transferencia en condiciones estandard.

β = Los valores que toma son cercanos a 1

α = (0.8 a 0.85)

Otra forma de calcular la eficiencia de transferencia de oxígeno es mediante la ecuación 5.30 y la figura (5.8)

$$TEI_{std} = S(P_v) + TEI_A \quad \text{--- (5.30)}$$

Donde S es la pendiente de la línea recta que es aproximadamente 3.4 por lo que la ecuación 5.30 es transformada a:

$$TEI_{ad} = 3.4(Pv) + 2.1 \quad \text{--- (5.31)}$$

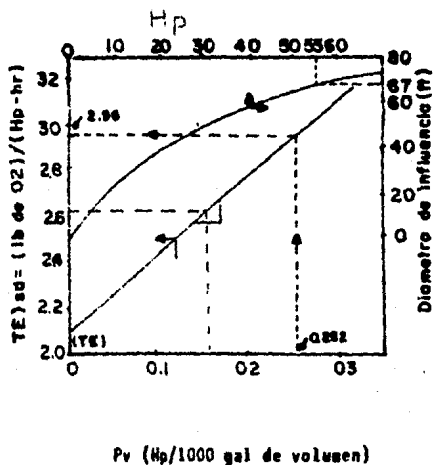


Fig. Nº 5.8 DETERMINACION DE LA EFICIENCIA DE TRANSFERENCIA DE OXIGENO

A continuación se presenta un rango de los niveles de potencia Pv en términos de (Hp/1000 Gal de volumen).

- 1).- Para el sistema de lodos activados: $0.2 < Pv < 0.3$
- 2).- Para el sistema de aereación extendida: $0.1 < Pv < 0.2$
- 3).- Para lagunas aereadas: $0.004 < Pv < 0.025$

Es conveniente aclarar que el cálculo de TEI_T a las condiciones críticas de verano u invierno, y de estas se determina la condición que controla (la más crítica). Por lo regular los valores de las ctes de remoción son:

$$k_{\text{verano}} < k_{\text{invierno}}$$

Cálculo de los requerimientos de potencia para el sistema de lodos activados.

Los valores utilizados para α , C_L , C_{sw} , y T_{sd} son típicos para aguas residuales de tipo puramente domésticas, los valores de C_L , C_{sw} son proporcionados por el fabricante de los aeradores superficiales.

$$\text{Si } \alpha = 0.8$$

$$C_{sw} = 7 \text{ mg/l} = C_{ss}$$

$$C_L = 1.5 \text{ mg/l}$$

$$TEI_{sd} = 1.59 \text{ Kg de O}_2 / (\text{Hp} - \text{hr})$$

Sustituyendo en la ecuación (5.29) tenemos:

$$TEI_T = 1.59 (0.8/7 - 1.5/9.2)$$

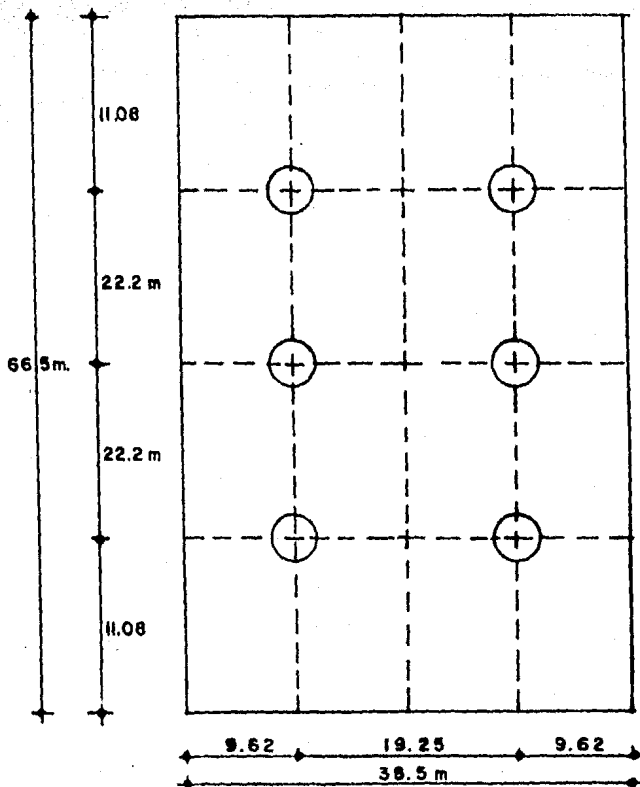
$$TEI_T = 0.76 \text{ Kg de O}_2 / \text{Hp} - \text{hr} \quad \therefore$$

$$\text{Hp}_{\text{requeridos}} = \frac{\text{Oxígeno utilizado}}{\text{Eficiencia de transferencia}}$$

$$\text{Hp}_{\text{requeridos}} = \frac{4308.56 \text{ Kg de O}_2 / \text{día}}{0.76 \text{ Kg de O}_2 / (24 \text{ hr/día}) \text{ Hp} - \text{hr}} = 236.2 \text{ Hp}$$

A continuación se presenta la distribución final de aeradores, - así como las dimensiones para un completo mezclado dentro del sistema de aereación.

Las unidades de aereación comerciales con sus respectivos diámetros de influencia para un completo mezclado se presentan en la tabla 5.3



Dimensiones reales del sistema:

Largo: 66.5 m

Ancho: 38.5 m

Para completo mezclado se utilizaron 6 unidades de aireación de 40 Hp con un diámetro de influencia de 25 m.

5.2.2.2.- Cálculo de los requerimientos de CaCO_3 y nutrientes.

Con la finalidad de controlar el pH del sistema de aireación es conveniente evaluar si el sistema requiere de un agente de neutralización o no, ya que la actividad óptima de las bacterias ocurre a un pH de (6 a 8), se debe verificar que ésta se lleve a cabo.

Para desechos alcalinos se toma como norma que por cada:

TABLA Nº 5.3
 CARACTERISTICAS DE AEREADORES SUPERFICIALES

POTENCIA (Hp)	DIAMETRO DE INFLUENCIA MEZCLA COM- PLETA (m).	PROFUNDIDAD (m)	ZONA DE DISP. DE OXIGENO (m)	NIVEL DE POTENCIA Kg/8Hp - hr.
7.5	10.98	3.0	49.68	1.36
10	12.98	3.0	57.30	1.36
15	15.85	3.0	70.10	1.36
20	18.29	3.0	80.77	1.36
25	20.42	3.0	89.91	1.36
30	22.25	2.8 - 4.0	99.06	1.47
40	25.60	2.8 - 4.0	114.30	1.45
50	26.21	2.8 - 4.0	109.72	1.27
60	29.26	2.8 - 4.0	120.40	1.27
75	32.3	2.8 - 4.0	134.11	1.27
50 (Mod. 1450)	27.4 - 33.5	----	128.01	1.40
60 (Mod. 1460)	30.5 - 36.6	----	140.20	1.40
75 (Mod. 1475)	35.0 - 41.2	----	152.40	1.43
100	39.6 - 45.7	----	161.54	1.31

Lb de DBO removida se requiere de 0.5 Lb de CaCO_3 . Esto se debe a que el CO_2 — producido por la degradación bacteriana del agua residual, reacciona con los iones de OH^- presentes en el agua residual para la formación de bicarbonatos (HCO_3^-) — los cuales forman un tampón en el sistema que mantiene el pH cercano a 8. Los carbonatos generalmente se encuentran también en el agua residual, pero en algunas ocasiones esto no es suficiente y entonces es necesario adicionarlo al sistema.

Evaluación de los requerimientos de neutralización.

$$\text{DBO}_{\text{removida}} = 200 - 20 = 180 \text{ mg/l} = 180 \text{ g/m}^3$$

Como se tiene una velocidad de flujo de agua residual de 25690.1 m^3 , la cantidad total de DBO removida es:

$$\text{DBO}_{\text{removida}} = 180 \text{ g/m}^3 (25690.1 \text{ m}^3/\text{día}) / 1000 = 4624.2 \text{ Kg/día}$$

Cantidad de CaCO_3 consumida por el sistema en la formación de HCO_3^- .

$$\text{CaCO}_3 \text{ consumido} = \frac{4624.2 \text{ Kg de DBO}}{\text{día}} \cdot \frac{0.5 \text{ Kg de CaCO}_3 \text{ consumida}}{\text{Kg de DBO removida}}$$

$$\text{CaCO}_3 \text{ consumido} = 2312.1 \text{ Kg/día de CaCO}_3$$

Cantidad de CaCO_3 presente en el agua residual de influente

$$\text{CaCO}_3 \text{ influente} = 100 \text{ g/m}^3 (25690.1 \text{ m}^3/\text{día}) / 1000$$

$$\text{CaCO}_3 \text{ influente} = 2569.0 \text{ Kg de CaCO}_3/\text{día} \therefore$$

$$\text{CaCO}_3 \text{ consumido} < \text{CaCO}_3 \text{ influente}$$

por lo que no es necesario la adición de CaCO_3 .

Como se mencionó en el capítulo I los nutrientes utilizados por los microorganismos para la síntesis y la degradación, son el nitrógeno y fósforo entre los más importantes los cuales se encuentran por lo general en el agua residual. Algunas aguas de desecho de tipo industrial son deficientes de estos por lo que estas deficiencias se pueden corregir mediante la adición de compuestos que contienen nitrógeno y fósforo.

Se ha estimado en plantas en operación que la cantidad de estos componentes en los sólidos producidos en el tanque de aereación (X_v) son del orden del 2 y 12% de fósforo y nitrógeno respectivamente, además de que se pierde 0.5 y 1 mg/l en el efluente respectivamente.

Cálculo de los requerimientos de nitrógeno por el sistema:

Pérdida de nitrógeno en la purga total:

$$0.12 (X_v) = 0.12(2041.1) \text{ Kg/día} = 244.9 \text{ Kg/día}$$

Pérdida en el efluente neto:

$$Q_f(1 \text{ mg/l}) = 25690.1/1000 = 25.69 \text{ Kg/día}$$

$$\text{Pérdida total} = 244.9 + 25.69 = 270.6 \text{ Kg/día}$$

Nitrógeno contenido en el influente:

$$N_2(\text{influente}) = 25690.1 \text{ m}^3/\text{día} (40 \text{ g/m}^3) / 1000 = 1027.6 \text{ Kg/d.}$$

como se podrá observar la cantidad de nitrógeno que entra al sistema es mayor que la que se pierde y se consume, por lo que no es necesario la adición de éste.

Requerimientos de fósforo:

Fósforo perdido en la purga:

$$0.02 (Xv) = 0.02(2041.11) = 40.82 \text{ Kg/día}$$

Fósforo perdido en el efluente:

$$Q_F(0.5) = 25690.1 \text{ m}^3/\text{día} (0.5 \text{ g/m}^3)/1000 = 12.85 \text{ Kg/día}$$

$$\text{Pérdida total} = 40.82 + 12.85 = 53.67 \text{ Kg/día}$$

Fósforo contenido en el influente:

$$\text{Fósforo}_{\text{influyente}} = 25690.1 \text{ m}^3/\text{día} (10 \text{ g/m}^3)/1000 = 256.9 \text{ Kg/día}$$

Por lo que se puede observar la cantidad de fósforo que entra al sistema contenido en el agua residual es mayor que la que se consume, — por lo que no se requiere de la adición de éste. La relación que se recomienda — de nitrógeno a fósforo en un sistema para que opere en condiciones óptimas para — su degradación es de 5:1.

5.2.3.- Cálculo del sedimentador secundario.

$$Q_0 = Q_F (1 + r) = 25690.17 \text{ m}^3/\text{día} (1.4431) = 37070.92 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$X_{va} = 2000 \text{ mg/lit}$$

$$X_{vu} = 6000 \text{ mg/lit}$$

De las pruebas de sedimentación secundaria la velocidad zonal de — asentamiento (V_s) o mejor conocida como (ZV_s) es:

$$V_s = 2.48 \text{ m/hr; además } t_v = 15 \text{ min y } t = 10.5 \text{ min.}$$

o mediante la siguiente ecuación empírica;

$$V_s = 6.497 e^{-0.000301 CO}$$

donde:

$$CO = SST \quad ; \quad \text{en este caso } CO = 3200$$

Primero se calcula el área superficial mínima requerida para la clarificación (A_c).

$$V_s = \frac{H_0}{t} = \frac{AO}{OB} = 2.48$$

$$A_c = \frac{Q_0}{V_s} = \frac{37070.92 \text{ m}^3/\text{día}}{2.48 \text{ m/hr (24h/día)}} = 622.83 \text{ m}^2$$

Cálculo del área mínima necesaria para el espesamiento de lodos (A_t).

$$A_t = \frac{Q_0 t_u}{H_0} = \frac{37070.92 \text{ m}^3/\text{día} (15 \text{ min}) (11 \text{ día}/1440 \text{ min})}{0.341 \text{ m}} = 1132.42 \text{ m}^2$$

Como el área requerida para el espesamiento es la mayor, esta será la que controle.

Cálculo de la carga superficial

$$C_s = \frac{37070.92 \text{ m}^3/\text{día}}{1132.42 \text{ m}} = 32.74 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ día.}$$

Los sedimentadores pueden ser de sección rectangular o circulares.

Utilizando un sedimentador de sección circular por ser el más común en sedimentación secundaria.

$$\text{Diámetro} = \sqrt{\frac{4 A}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 (1132.42)}{\pi}} = 37.97 \text{ m}$$

Si la profundidad del tanque es de 2.5 m. Y dejamos 0.3 m de borde libre, además si la pendiente del piso es de 8%.

$$h_{\text{máx}} = 2.8 + 0.08(37.97/2) = 4.32 \text{ m}$$

Volumen total = Volumen del cilindro + volumen del cono

$$= A_c(h_c) + A_c/3(h_{max} - h_c)$$

$$= 1132.42 \text{ m}^2(2.81 \text{ m}) + 1132.42/3 \text{ m}^2(4.32 - 2.81 \text{ m})$$

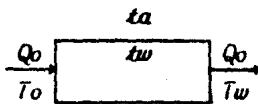
$$= 3744.54 \text{ m}^3.$$

$$\text{tiempo de retención} = \frac{V}{Q} = \frac{3744.54 \text{ m}^3}{37070.92 \text{ m}^3/\text{día}} = 0.10 \text{ día} = 2.42 \text{ hr.}$$

5.2.4.- Corrección de coeficientes biocinéticos por temperatura.

El diseño efectuado para el sistema de lodos activados fue considerando una temperatura en el reactor (t_w) de 20°C . Por lo regular en un sistema de tratamiento la temperatura dentro del reactor es diferente de 20°C , por lo cual es necesario calcular t_w y corregir los coeficientes biocinéticos a la temperatura del reactor.

Cálculo de t_w considerando el sistema de aeración:

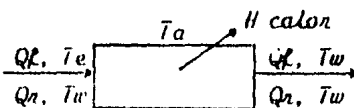


donde:

T_a = Temperatura ambiente

T_w = Temperatura dentro del tanque de aeración.

considerando un sistema hipotético como se indica en seguida



considerando además que no es muy significativo las pérdidas de calor en las líneas

y efectuando un balance de calor en el reactor tenemos:

$$Q^i H^i = Q^e H^e = H + Q^F h_w + Q^R H/w \quad \text{---(5.34)}$$

$$Q^i H^i - Q^F h_w = H \quad \text{---(5.35)}$$

$$H = Q^F (H^i - h_w) = mcp (T_f - T_w) \quad \text{---(5.36)}$$

siendo:

H = El calor transferido en el sistema

Q^i = Caudal en $m^3/\text{día}$ del influente

H^i = Calor contenido en la corriente de influente por unidad de masa

h_w = Calor contenido en el efluente por unidad de masa

cp = Calor específico de la corriente en $\text{Kcal/Kg}^\circ\text{C}$.

Si suponemos que el calor específico del licor mezclado es similar al del agua,

$C_p = 1.71 \text{ Kcal/Kg}^\circ\text{C}$ y la densidad $\rho = 99.47 \text{ Kg/m}^3$

como

$$H_w = mcp(T_f - T_w) = G \rho cp (T_f - T_w) \quad \text{---(5.37)}$$

donde

G = velocidad de flujo en el influente en $m^3/\text{día}$ y T en $^\circ\text{C}$

entonces

$$H_w = G, m^3/\text{día} (99.47 \text{ Kg/m}^3) (1.71 \text{ Kcal/Kg}^\circ\text{C}) (T_f - T_w)^\circ\text{C}$$

$$H_w = 167.091 T_f - T_w \quad \text{--- en Kcal/día} \quad \text{---(5.38)}$$

la cantidad de calor perdido en el aire circundante es igual a:

$$h (Kcal/día \cdot m^2 \cdot ^\circ\text{C}) \times A (m^2) (T_w - T_a)^\circ\text{C} = hA(T_w - T_a) \quad \text{--- en Kcal/día}$$

$$\text{---(5.39)}$$

donde:

h = Coeficiente de transferencia global de calor entre el licor del reactor y la atmósfera.

$A = \text{área superficial del licor.}$

por lo tanto:

$$\begin{aligned} G(1709.09)(T_F - T_w) &= hA(T_w - T_a) \\ G(1709.09)T_F - G(1709.09)T_w &= hAT_w - hAT_a \\ G(1709.09)T_F + hAT_a &= G(1709.09)T_w + hAT_w \end{aligned}$$

$$T_w = \frac{G(1709.09)T_F + hAT_a}{G(1709.09) + hA}$$

Como la cantidad de calor liberado por un caballo de fuerza en una hora y -- por $^{\circ}\text{C}$ en un sistema de lodos activados es de $1940.4 \text{ Kcal/HP-hr}^{\circ}\text{C}$.

Entonces $hA = 1940.4 \frac{\text{Kcal}}{\text{HP-hr}^{\circ}\text{C}}$ (Hp) y si $G = Q_F$

Por lo tanto:

$$T_w = \frac{Q_F(1709.09)T_F + 1940.4(T_a)(\text{Hp})(24)}{Q_F(1709.09) + 1940.4(\text{Hp})(24)}$$

$$T_w = \frac{Q_F(1709.09)T_F + 1940.4(T_a)(\text{Hp})T_a}{Q_F(1709.09)T_F + 46569.6(\text{Hp})} \quad ; \text{ en } ^{\circ}\text{C}$$

donde:

$T_F = \text{Temperatura del influente}$

$T_a = \text{Temperatura atmosférica}$

$T_w = \text{Temperatura del licor mezclado}$

Para evaluar T_w hay que evaluar la cantidad de DBO removida

$$\frac{\text{Kg de DBO removida}}{\text{día}} = Q_F (S_F - S_e) / 1000$$

Si consideramos como una aproximación basadas en experiencias con lodos activados que se removerán de 18 a 23 Kg de DBO/Hp-día, calcularemos una T_w aproximada a la real con una estimación preliminar de los Hp requeridos.

Corregimos los coeficientes biocinéticos a T_w mediante la siguiente ecuación de corrección de temperatura.

$$K_{T_w} = K_{20^\circ\text{C}} \theta^{(T_w - 20)}$$

$$k d_{T_w} = k_{20^\circ\text{C}} \theta_1^{(T_w - 20)}$$

$$b_{T_w} = b_{20^\circ\text{C}} \theta_2^{(T_w - 20)}$$

donde:

$$\theta = 1.03$$

$$\theta_1 = \theta_2 = 1.05$$

y calculamos los Hp requeridos por el sistema, si éstos son aproximadamente iguales T_w es correcta y si no se supone otro valor de Kg DBO removido,
Hp-día

esto es:

$$Hp_{\text{supuesto}} = \frac{Q_F (S_F - S_e) / 1000}{(18 \text{ a } 23)} \quad \text{---(5.42)}$$

5.3.- Proceso de Aereación Extendida.

Este proceso difiere del proceso convencional de lodos activados en el tiempo de retención, ya que es mayor que el utilizado en el método convencional, con lo que se logra una escasez de alimentos que hace que los microorganismos entren en fase de respiración endógena, llevándose a cabo de esta manera la oxidación total por lo que la producción de lodos es minimizada. Este proceso es únicamente aplicado a pequeñas plantas de tratamiento inferiores a una capacidad de 46.3 ft³/seg y en zonas donde hay disponibilidad de grandes superficies de terreno, ya que la superficie ocupada por la planta es mayor comparada con una del sistema convencional. En resumen hay cuatro características básicas que distinguen la aereación extendida del proceso convencional:

- 1) Mayor tiempo de retención en el aerador, es del orden del doble del método convencional.
- 2) Mayor carga orgánica. Para el proceso de aereación extendida la carga orgánica expresada en términos de la relación alimento-microorganismo (F/M) es usualmente entre 0.1 y 0.25 comparados con los del sistema convencional que son de 0.3 a 0.7.
- 3) Es permitida una concentración alta de sólidos biológicos en el aerador. Estos valores oscilan de 3500 a 5000 mg/lit comparado con el sistema convencional que es de 1500 a 3500 mg/lit.
- 4) Hay un alto consumo de oxígeno del orden del doble de el consumido por el sistema convencional (18 contra 9 Kw.hr)
persona año.

En la siguiente figura se muestra el proceso de aereación extendida.

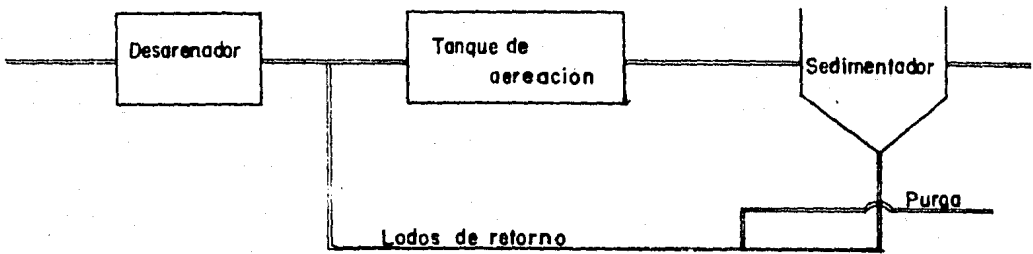


Fig. 5.3 DIAGRAMA DE FLUJO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AEREACIÓN EXTENDIDA

Los parámetros biocinéticos son determinados de la misma forma que para un sistema de lodos activados convencional, únicamente cambiarán las condiciones en las cuales se determinarán los coeficientes; las modificaciones serán:

La concentración de sólidos en el reactor será de 3500-5000 mg/lit y hasta que las condiciones dentro del sistema estén dentro de las características de la aereación extendida se determinarán los coeficientes biocinéticos.

Si consideramos que el comportamiento de los coeficientes biocinéticos es similar, en ambos métodos, tenemos:

$$Y = 0.73$$

$$kd = 0.075$$

$$a = 0.52$$

$$k = 0.02$$

$$b = 0.107$$

$$X_{VF} = 150 \text{ mg/Lt}$$

$$X_{NVF} = 50 \text{ mg/Lt}$$

$$X_{Va} = 4000 \text{ mg/Lt}$$

En el método convencional de lodos activados la producción neta de SSV es:

$$\Delta X_v = Y (S_F - S_e) Q_F - kd X_{va} V$$

En el cual se presupone que todos los sólidos producidos son biodegradables. Pero en el proceso de aereación extendida la cantidad de lodos producidos por el sistema es minimizado, esto se debe a un incremento en el tiempo de retención, de esta manera el volumen del reactor es comparativamente mayor que el utilizado para el proceso de lodos activados convencional. Por lo anterior los sólidos producidos degradables son consumidos totalmente por respiración endógena y por lo tanto la producción neta de SSV en el reactor es igual a cero, es decir,

$$\Delta X_v = 0 = Y_0 (S_F - S_e) Q_F - K_d X_{va} V$$

donde:

$$Y_0 = \phi Y$$

$$\phi = 0.77$$

$$\phi Y (S_F - S_e) Q_F = kd X_{va} V$$

como $t = \frac{V}{Q_F}$ = tiempo hidráulico de retención sin recirculación

$$t = \frac{V}{Q_F} = \frac{0.77 (S_F - S_e)}{kd X_{va}} \quad \text{---(5.44)}$$

Siendo

$$\phi Y = \frac{\text{gr de SSV biodegradables producidos}}{\text{gr de sustrato removido}}$$

$$\phi Y (S_F - S_e) Q_F = \text{gr de SSV biodegradables producidos} \quad \text{---(15.45)}$$

De las ecuaciones del sistema de lodos activados, la recirculación es:

$$r = \frac{Q_F X_{va} - \Delta X_v - Q_F X_{vF}}{Q_F (X_{vu} - X_{va})} \quad \text{---(15.46)}$$

En aereación extendida llamaremos:

$$\begin{aligned} \Delta X_v &= \text{Cantidad de SSV en exceso en el sistema} \\ &= \text{SSV no biodegradables producidos} - \text{pérdida en el efluente} \\ &\quad \text{ya que no hay exceso de SSV biodegradables} \quad \text{---(15.47)} \end{aligned}$$

$$\Delta X_v = (1 - \phi) Y (S_F - S_e) Q_F - Q_e X_{ve} \quad \text{---(15.47)}$$

$$r = \frac{Q_F (X_{va}) - (1 - \phi) Y (S_F - S_e) Q_F + Q_e X_{ve} - Q_F X_{vF}}{Q_F (X_{vu} - X_{va})} \quad \text{---(15.48)}$$

$$r = \frac{Q_F (X_{va} - (1 - \phi) Y (S_F - S_e) - X_{vF}) + Q_e X_{ve}}{Q_F (X_{vu} - X_{va})}$$

$$r = \frac{X_{va} - (1 - \phi) Y (S_F - S_e) - X_{vF}}{X_{vu} - X_{va}}$$

$$F/M = \frac{S_F}{X_{va} t} = \frac{S_0}{X_{va} t h} = \frac{(S_F + r S_e)}{X_{va} t h} \quad \text{---(15.49)}$$

$$t_h = \frac{t}{1 + \alpha} = \frac{\phi Y (S_0 - S_e)}{k_d X_{va}} = \frac{V}{Q_0} = \frac{\phi Y (S_F - S_e)}{k_d X_{va} (1 + \alpha)}$$

5.3.1.- Dimensionamiento del tanque de aereación.

CALCULO DE LAS CONDICIONES OPTIMAS

Xv	Xva	r	t (días)	t _h	F/M	S _e
10 000	3 500	0.51	0.39	0.26	0.1 442	
	4 100	0.66	0.33	0.20	0.1 442	126.16
6 000	2 000	0.455	0.67	0.46	0.1 482	143.71
6 500	2 000	0.40	0.674	0.48	0.1 482	148.17
5 000	2 000	0.6085	0.674	0.419	0.1 482	132.0
6 000	1 500	0.239	0.899	0.695	0.1 482	159.2
6 000	1 900	0.419	0.71	0.5	0.1 482	146.8

Las condiciones óptimas para el dimensionamiento son:

$$X_{vu} = 6500 \text{ mg/lit}$$

$$X_{va} = 2000$$

$$\alpha = 0.40$$

$$t = 0.674 \text{ días} = 16.27 \text{ hr}$$

$$t_h = 0.48$$

$$F/M = 0.149$$

$$S_e = 148.17$$

$$Q_0 = 300186.411(1.14) = 36\,288 \text{ m}^3$$

Volumen del sistema de reacción = $Q_0 t_h = Q_p t$

$$V = 36\,288(0.48) = 17\,418.24 \text{ m}^3$$

Sólidos en exceso

$$\Delta X_v = (1 - 0) Y (S_0 - S_e) Q_0 - Q_e X_{ve} = (1 - 0) Y (S_0 - S_e) Q_0 - Q_e X_{ve}$$

$$\Delta X_v = 0.23(0.731)(48.17 - 20) 36288 = 780\,908.43 \text{ gr/día.}$$

$$\Delta X_v = 780.9 \text{ Kg/día}$$

Requerimientos de oxígeno

$$R_{O_2} = a(S_0 - S_e) Q_0 + bX_{va}V$$

$$= 0.52(48.17 - 20) 36288 + 0.107(2000) 17\,418.24$$

$$= 6146 \text{ Kg/día}$$

Requerimientos de potencia

Para aereación extendida $P_v = 0.15$, $\alpha = 0.8$, $C_L = 1.0$,

$C_{sw} = 7.0$ para verano $C_{sw} = 9.5$ para invierno.

$$TEI_{sd} \Big|_{P_v = 0.15} = 1.179 \text{ Kg } O_2 / \text{Hp-hr}$$

$$TEI_{actual} = TEI_{sd} (\alpha)^{20^\circ C} \times 1.024^{(T-20)} \frac{\beta C_{ss} - C_L}{9.2}$$

$$TEI_{actual} = 1.179 \text{ Kg } O_2 / \text{Hp-hr} (0.8 \times 1.0) \frac{(7-11)}{9.2}$$

$$TEI_{actual} = 0.615 \text{ Kg } O_2 / \text{Hp-hr}$$

$$Hp_{requeridos} = \frac{6146 \text{ Kg } O_2 / \text{día}}{0.615 \text{ Kg } O_2 (24 \text{ hr/día}) / \text{Hp-hr}} = 416.4$$

Dimensiones del tanque de aereación

$$V = 17418.24 \text{ m}^3$$

$V = Qt$; si la profundidad del tanque es $h = 3.5 \text{ m}$.

$$V = Ah$$

$$A = \frac{V}{h} = \frac{17418.24 \text{ m}^3}{3.5 \text{ m}} = 4976.64 \text{ m}^2$$

Relación largo - ancho : 2 : 1 (recomendable)

$$A = 2w(w) = 2w^2$$

$$w = \left(\frac{A}{2} \right)^{1/2} = \left(\frac{4976.64 \text{ m}^2}{2} \right)^{1/2} = 49.88 \text{ m de ancho}$$

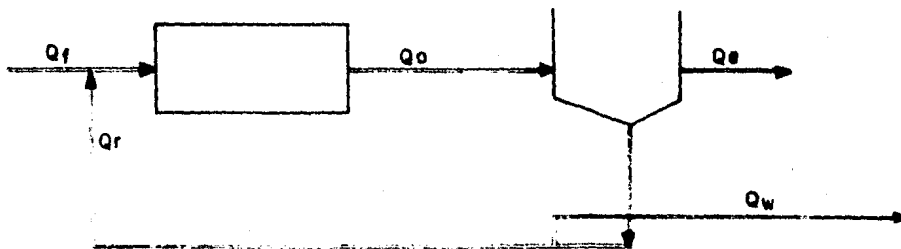
$$L = 9976 \text{ m de longitud}$$

Se requieren seis aeradores de 75 Hp

Nivel de potencia

$$\frac{416.4 \text{ Hp}}{17418.24 \text{ m}^3} = 0.024 \text{ Hp/m}^3 \quad (\text{valores recomendados } 0.01 \text{ a } 0.5 \text{ Hp/1000 Lt})$$

Cálculo del gasto de efluente



$$Q_F = Q_e + Q_w$$

$$Q_w = \frac{\Delta X_v + Q_F X_{vF} - Q_F X_{ve}}{X_{vu} - X_{ve}}$$

$$Q_w = \frac{780.9 \text{ Kg/día} + 25920(150)/1000}{16500 - 01/1000}$$

$$Q_w = 718.3 \text{ m}^3/\text{día} = 8.3 \text{ l/s}$$

$$Q_e = Q_F - Q_w$$

$$Q_e = 25920 - 718.3 = 25201.7 \text{ m}^3/\text{día}$$

Por lo tanto la cantidad de sólidos totales es:

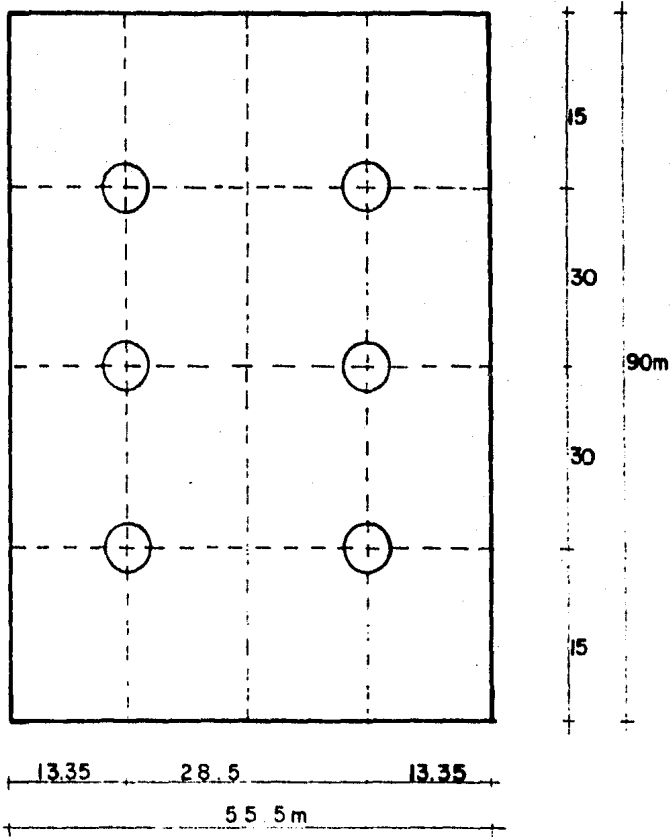
$$\begin{aligned} SSV/w &= Q_F X_{vF} + \Delta X_v - Q_e X_{ve} \\ &= 25920 \text{ m}^3/\text{día} (150 \text{ g/m}^3)/1000 + 780.9 \text{ Kg/día} - \\ &= 4668.9 \text{ Kg/día} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} SSNV/w &= Q_F (X_{nvF} - X_{nve}) + Q_w X_{nve} \\ &= 125920 \text{ m}^3/\text{día} (150 - 10) + 718.3 (10)/1000 \\ &= 1044.0 \text{ Kg/día} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} SST/w &= SSV/w + SSNV/w \\ &= 4668.9 + 1044 = 5712.9 \text{ Kg/día de sólidos suspendidos} \\ &\text{totales en la purga.} \end{aligned}$$

A continuación, se muestran las dimensiones reales del sistema de --
aeración para el proceso de aeración extendida, así como la distribución de --
aeradores.

Como se utilizarán 6 aeradores de 75 Hp, el diámetro de influencia - para un mezclado completo es de 32.3 m con 200 rpm. La profundidad recomendable es de 3.0 m.



Longitud: 90 m

Ancho: 55.5 m

Profundidad: 3.5

5.3.2.- Sedimentador Secundario.

Como no se cuenta con las pruebas de sedimentación respectivas, pero considerando que la carga superficial aproximadamente es de $(16.3 - 32.6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{día})$

$$C_S = 25 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ día}$$

Utilizando dos sedimentadores con una capacidad igual para cada uno

$$A = \frac{36288/2}{25} = 755.76$$

Si el sedimentador es de sección circular

$$D = \sqrt{\frac{4A}{\pi}} = \sqrt{\frac{4(755.76)}{\pi}} = 30.4 \text{ m}$$

Si la profundidad es de tres metros

$$V = 755.76(3) = 2267.3 \text{ m}^3$$

Si el borde libre es de 0.3 m

$$h_{\text{máx}} = 3.3 + 30.4/2(0.8) = 4.51 \text{ m}$$

Volumen real = Volumen del cilindro + volumen del cono

$$= 755.76(3.3) + \frac{755.76}{3} (1.216)$$

$$V_{\text{real}} = 2800.34 \text{ m}^3$$

Tiempo de retención (t)

$$t = \frac{2800.34 \text{ m}^3}{36288/2 \text{ m}^3/\text{día}} = 0.154 \text{ días} = 3.7 \text{ hr.}$$

CAPITULO VI

CLORACION

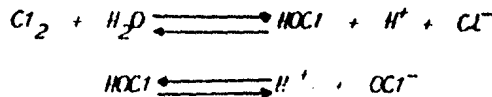
La cloración es un proceso muy utilizado en el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales.

Los propósitos de la cloración son los siguientes:

- 1.- *Desinfección:* debido a su gran capacidad de oxidación, el cloro destruye o inhibe el crecimiento de bacterias y algas.
- 2.- *Reducción de DBO.* El cloro lleva a cabo la reducción de la DBO por la oxidación de compuestos orgánicos que hayan quedado presentes en el agua residual.
- 3.- *Eliminación o reducción de color y olor* mediante la oxidación de sustancias presentes en el agua y que producen olor y color desagradables.
- 4.- *Oxidación de iones metálicos.* Estos iones se encuentran en estado reducido, y son oxidados por el cloro suministrado.
- 5.- *Oxidación de cianuros a productos inofensivos.*

A continuación se presentan las etapas por las que pasa el cloro, ocasionando reacciones con el agua:

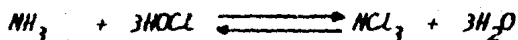
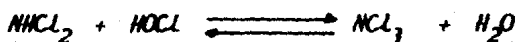
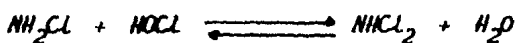
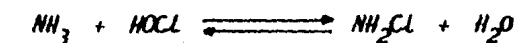
Etapa 1



En esta primera etapa se lleva a cabo la formación del ácido hipocloroso.

Etapa 2.

En presencia de amoníaco, el ácido hipocloroso reacciona produciendo mono - cloramina, dicloramina y tricloruro de nitrógeno.



En la figura 6.1 se presenta las zonas de reacción.

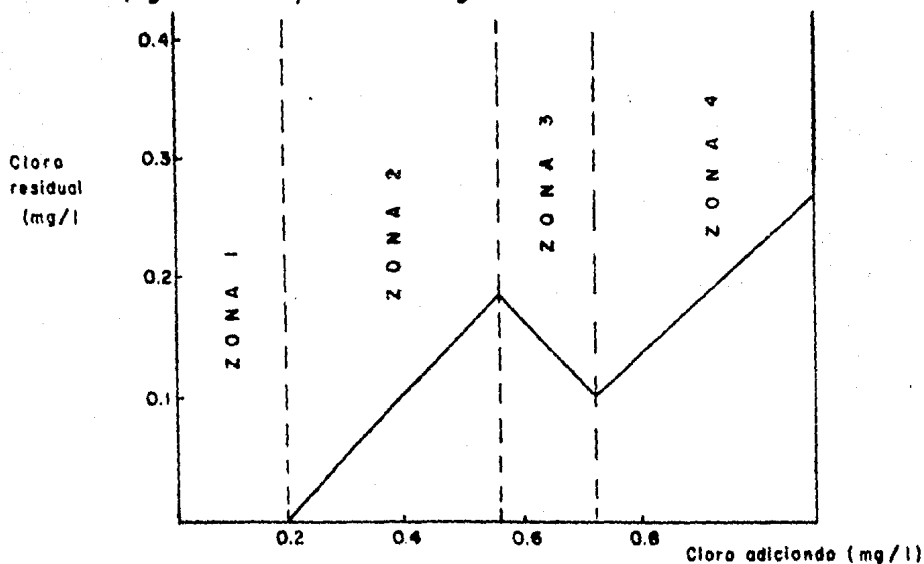


FIG. Nº 6.1 ZONAS DE REACCION

Zona 1.- Destrucción del cloro adicionado, ésta se lleva a cabo por la oxidación de compuestos como Fe^{2+} y Mn^{2+} por lo que el cloro residual es cero.

Zona 2.- Formación de compuestos orgánicos de cloro y cloraminas.

Zona 3.- Destrucción de compuestos orgánicos de cloro y cloraminas.

Zona 4.- Formación de tricloruros.

6.1.- Obtención de los parámetros de diseño (t_p , k)

La reducción de bacterias debido a la adición de cloro es descrita por la ley de Chick.

$$dN/dt = -kN \quad \text{--- (6.1)}$$

Donde:

N = Cantidad de bacterias

t = Tiempo

dN/dt = Tasa de bacterias muertas

k = Constante de mortandad

Integrando la ecuación 6.1 tenemos:

$$\int_{N_0}^N \frac{dN}{N} = -k \int_{t=0}^{t=t} dt \quad \text{--- (6.2)}$$

$$\ln(N/N_0) = -kt \quad \text{--- (6.3)}$$

$$N/N_0 = e^{-kt} \quad \text{--- (6.4)}$$

Donde:

N = Cantidad de bacterias en el tiempo $t=0$

N_0 = Cantidad de bacterias en el tiempo $t=t$

La constante de mortandad es una función del pH y de la temperatura - por lo que se tiene que determinar experimentalmente.

Si graficamos $\ln(N/N_0)$ contra el tiempo (t), se obtendrá una línea recta de pendiente $-k$ y ordenada al origen igual a cero.

Los valores recomendados por la literatura para k son de 0.24 a 0.3 - para un 99% de mortandad ($N/N_0 = 1/100 = 0.01$) en un rango de temperaturas de 0 a 6°C.

Esta ley está basada en condiciones ideales por lo que es muy difícil obtener, esto ha originado la inclusión de otra constante que tome en cuenta las variaciones debido a la resistencia celular y el decremento de la concentración de cloro.

La ecuación ya modificada es la siguiente:

$$\ln(N/N_0) = -kt^m \quad \text{--- (6.5)}$$

Si llamamos a $\ln(N/N_0) = a$, entonces transformamos la ecuación anterior en:

$$\log(-a) = \log(k) + m \log(t) \quad \text{--- (6.6)}$$

Ahora si conocemos la concentración de cloro en el sistema, podemos determinar el tiempo t_p necesario para matar un determinado porcentaje de bacterias o viceversa mediante la ecuación siguiente:

$$K = C^n(t_p) \quad \text{--- (6.7)}$$

$$\log(C) = (1/n)\log(K) - (1/n)\log(t_p) \quad \text{--- (6.8)}$$

Donde:

C = Concentración de cloro

K y n = Constantes de mortandad

Graficando las diferentes concentraciones de cloro contra el t_p se obtiene una línea recta de pendiente igual a $(-U/n)$ y ordenada al origen es $-(U/n) \log(K)$.

Según criterios utilizados por el gobierno federal el tiempo de contacto utilizado oscila entre 15 y 30 minutos siendo el más utilizado de 15 min.

En el diseño del tanque de contacto de cloro es necesario que el tiempo de contacto escogido sea el suficiente para que toda el agua pase por el tanque.

La velocidad horizontal o caudal mínimo en el tanque deberá ser la suficiente para arrastrar los sólidos del fondo o al menos proporcionar una deposición mínima de flóculo de lodos que no haya sedimentado en el tanque de sedimentación. Estas velocidades deberán ser de 1.5 a 4.5 m/min como mínimo.

La dosificación de cloro es determinada midiendo el cloro residual -- (Cloro que permanece después de haberse llevado a cabo la oxidación total de microorganismos o desinfección) después de 15 min de contacto ajustando la dosis -- hasta obtener una concentración de cloro residual de 0.5 mg/l.

6.2.- Dimensionamiento del tanque de contacto de cloro.

$Q_e = 24707.8 \text{ m}^3/\text{día} = 286 \text{ l/seg}$ (Caudal de efluente neto del sistema - ma de lodos activados).

Tiempo de contacto recomendado 15 minutos.

Suponga que la cantidad de cloro residual deseado es de 0.5 mg/l y - que la cantidad de cloro dosificada es de 4.5 mg/l .

Volumen $V = Q t = 24707.8 \text{ m}^3/\text{día} (15 \text{ min}/1440 \text{ min})$

$$V = 257.4 \text{ m}^3$$

La profundidad recomendada para este tipo de tanques es de 2.5 a 3.5 m , por lo cual optamos por 3 metros .

$A = V/h$ donde $h = \text{profundidad del tanque}$

$$A = 257.4 \text{ m}^3/3 = 85.8 \text{ m}^2$$

Relación recomendada de largo ancho $3:1$

por lo que:

Area = Largo (Ancho) = $L(W)$ como $L = 3W$

$$A = 3W(W) = 3W^2$$

$$W = A/3 = 85.8/3 = 9.3 \text{ m (Ancho)}$$

$$L = 3(9.3) = 28 \text{ m (Largo)}$$

Para el cálculo de la demanda por día de cloro únicamente se toma en cuenta la cantidad de cloro dosificada y el gasto tratado.

$$\frac{\text{Kg de Cloro}}{\text{día}} = \frac{24707.8 \text{ m}^3/\text{día} (4.5 \text{ g/m}^3)/1000}{\text{día}} = \frac{111.2 \text{ Kg de Cl}_2}{\text{día}}$$

CAPITULO V33

PROCESO DE DIGESTION DE LODOS

7.1.- Características de Lodos.

Las características de los lodos dependen del origen y edad de los mis
mos.

El lodo proveniente de los tanques de sedimentación primaria es por lo general gris y viscoso, en la mayoría de los casos desprende un olor muy desagradable.

El lodo procedente de los tanques de precipitación química suele ser negro, aunque a veces su superficie es roja debido al hierro contenido en él, su olor puede ser algo molesto, pero nunca tanto como el procedente de la sedimentación primaria. Este lodo es viscoso y su contenido de hidrato de hierro o de aluminio lo hace gelatinoso. Si se deja en el tanque sufre descomposición al igual - que el lodo primario, pero a una velocidad menor; las cantidades de gas desprendido son sustancialmente considerables, por lo que su densidad aumenta.

El lodo activado generalmente tiene un aspecto marrón flocculento. Si - su color es muy oscuro, es posible que esté alcanzando condiciones de septicidad. Si el color es más claro, que es lo normal, puede haber existido falta de aereación con tendencia a que los sólidos se depositen lentamente.

Mientras el lodo se encuentre en buen estado tiene un olor característico no molesto. Estos lodos poseen la tendencia a volverse sépticos muy rápidamente.

mente, entonces desprenderán un muy desagradable olor a putrefacción. Este lodo activado es fácilmente digerible solo o mezclado con lodos primarios.

El lodo proveniente de un filtro rociador es algo marrón, floculento y con un olor relativamente poco molesto cuando son recientes. Por lo general, sufre su descomposición más despacio que otros lodos sin digerir, pero cuando contiene muchos gusanos lo hace rápidamente, se digiere con facilidad.

El fango digerido es marrón oscuro, negrusco y contiene una cantidad excepcionalmente grande de gas. Cuando está totalmente digerido no es perjudicial siendo su olor relativamente débil y parecido al de alquitrán caliente o goma quemada. Cuando el lodo es extendido sobre lechos de secado de 15 a 25 cm. de profundidad, los sólidos son arrastrados hacia la superficie por los gases retenidos, dejando una lámina de agua relativamente clara debajo de aquéllos que desaguan rápidamente y permiten que los sólidos se depositen lentamente sobre el lecho. Conforme el fango se va secando los gases se escapan, dejando una superficie muy agrietada con un olor al barro de jardín.

El lodo de fosas sépticas es negro y desagradable en olores, debido al sulfuro de hidrógeno y otros gases que despide. En la tabla 7.1 se muestra la composición química del lodo crudo y digerido.

Para aquéllos lodos provenientes de un sistema de lodos activados el tratamiento se lleva a cabo siguiendo la secuencia siguiente:

- . Estabilización
- . Acondicionamiento
- . Disposición

En la estabilización se pretende inhibir la actividad biológica del lodo, de tal forma que al llegar a la etapa de acondicionamiento, estén completamente inactivos para evitar la contaminación de terrenos y olores que se generarían, en aquellos lugares donde fueran dispuestos.

Los sistemas utilizados para la estabilización son:

- a) Digestión Aerobia
- b) Digestión Anaerobia
- c) Lagunas de Fangos
- d) Tanques Imhoff

Acondicionamiento.

El objetivo de este tratamiento es la deshidratación del lodo, además de dejarlos fácilmente manejables, para su disposición.

Los diferentes métodos de tratamiento utilizados para tal fin son:

- 1) Lechos de secado
- 2) Filtros de vacío
- 3) Filtros prensa
- 4) Centrifugación
- 5) Vibración
- 6) Secados por calor

Disposición.

La disposición es conocida como la utilidad que se les va a dar a estos lodos, después de haber sido acondicionados. A continuación se mencionan algunos de los posibles usos que les daría:

- . Fertilizantes acondicionadores de suelos*
- . Relleno Sanitario*

Se ha pensado utilizar estos lodos para la fabricación de tabiques y - en la industria de la construcción, pero aún no se ha llevado a cabo debido a la falta de conocimientos que se tienen sobre propiedades de los mismos.

Los fangos provenientes del proceso de aereación extendida, no requieren de la estabilización, ya que éste opera en condiciones de respiración endógena por lo que los animales son digeridos, logrando con ésto reducir su actividad casi a cero, además de que no hay producción de sólidos suspendidos volátiles dentro del tanque de aereación teóricamente.

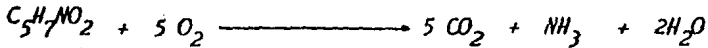
A continuación se describe un proceso de estabilización conocido como digestión aerobia el cual será utilizado para tratar los lodos biológicos provenientes del sistema de lodos activados.

Para mayor información, tanto en diseño como características propias - de cada sistema, consultar la bibliografía mencionada en este trabajo.

Digestión Aerobia.

Es un proceso en el cual una mezcla de lodos, compuesta por las purgas de los sedimentadores primario y secundario, es aerada por un periodo de tiempo.

El principal propósito de la digestión aeróbica, es la reducción de la cantidad de lodos que son dispuestos posteriormente. Esta reducción se lleva a cabo por la oxidación total de una gran parte de lodos, produciendo con ésto: -- CO_2 , NH_3 , y H_2O . De acuerdo a la siguiente reacción:



Se supone que la fórmula aproximada de los lodos biológicos es de -- $C_5H_7NO_2$.

Esto ocurre cuando el sustrato resulta insuficiente en el tanque de ae reación, de tal forma que el proceso es conducido a condiciones de respiración en lógena.

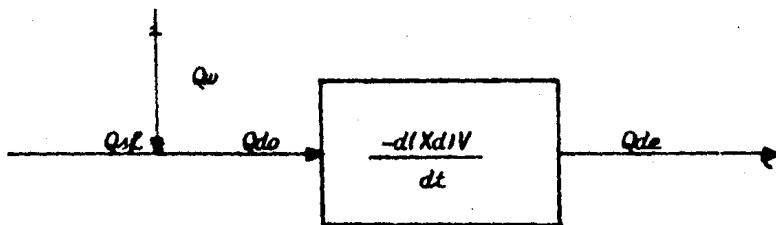
Tabla 7.1 COMPOSICION QUIMICA TIPICA DE FANGOS CRUDO Y DIGERIDO

Concepto	Fango primario crudo		Fango digerido	
	Intervalo	Típico	Intervalo	Típico
Sólidos secos totales (ST) %	2,0-7,0	4,0	6,0-12,0	10,0
Sólidos volátiles (% de ST)	60-80	65	30-60	40,0
Grasas y aceites (éter soluble, % de ST)	6,0-30,0	-	5,0-20,0	
Proteínas (% de ST)	20-30	25	15-20	18
Nitrógeno (N, % de ST)	1,5-4,0	2,5	1,6-6,0	3,0
Fosfato (P_2O_5 % de ST)	0,8-2,8	1,6	1,5-4,0	2,5
Potasa (K_2O , % DE ST)	0-10	0,4	0,0-3,0	1,0
Celulosa (% de ST)	8,0-15,0	10,0	8,0-15,0	10,0
Hierro (no como sulfuro)	2,0-4,0	2,5	3,0-8,0	4,0
Silice (SiO_2 % de ST)	15,0-20,0	-	10,0-20,0	
pH	5,0-8,0	6,0	6,5-7,5	7,0
Alcalinidad (mg/l como $CaCO_3$)	500-1500	600	2500-3500	3000
Acidos orgánicos (mg/l)				
Acidos orgánicos (mg/l como HAC)	200-2000	500	100-600	200
Contenido térmico (kcal/kg)	3792-5568	4224*	1512-3792	2160**

* Basado en el 65% de materia volátil

** Basado en el 40% de materia volátil

7.2.- Dimensionamiento de la unidad de digestión.



La velocidad de desaparición de microorganismos (sólidos suspendidos volátiles degradables), es dada por:

$$-Y_D = \frac{-d(X_d)}{dt} = K_L(X_d) \quad \text{--- (7.1)}$$

Se ha considerado que su comportamiento es semejante al de una reacción de primer orden.

Donde X_d = Sólidos suspendidos volátiles biodegradables.

K_L = Constante de velocidad de desaparición de SSV biodegradables/día.

Evaluación de la constante

$$d(X_d) = -K_L(X_d) \int \frac{X_{d,e}}{X_{d,0}} \frac{d(X_d)}{(X_d)} = -k_L \int_0^t dt \quad \text{--- (7.2)}$$

$$\ln(X_{d,e}/X_{d,0}) = -k_L t \quad \text{--- (7.3)}$$

Donde:

$X_{d,0}$ = Conc. total de sólidos suspendidos volátiles del influente

$X_{d,e}$ = Conc. total de sólidos suspendidos volátiles del efluente

X_n = Conc. de sólidos suspendidos volátiles no biodegradables

$$X_{d,0} = X_0 - X_n \quad \text{--- (7.4)}$$

$$X_{d,e} = X_e - X_n \quad \text{--- (7.5)}$$

Por lo tanto:

$$\ln((X_e - X_n)/(X_0 - X_n)) = -k_f t \quad \text{--- (7.6)}$$

$$t = \frac{\ln((X_e - X_n)/(X_0 - X_n))}{-k} \quad \text{--- (7.7)}$$

Si graficamos, las variaciones que sufre X_e debido a la desaparición de los sólidos biológicos, conforme transcurre el tiempo de aereación, se obtendrá una línea recta de pendiente $-k_f$.

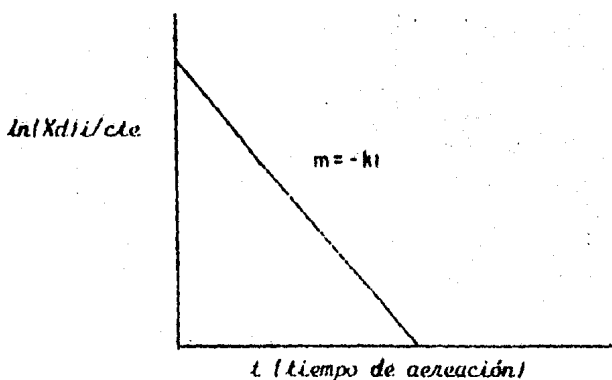


FIG. 7.1 OBTENCIÓN DE LA CONSTANTE DE LA VELOCIDAD DE DESAPARICIÓN DE SSV BIODEGRADABLES (k_f)

Cálculo del tiempo de residencia (Reactor continuo)

Efectuando un balance de materia en el reactor y sus alrededores se obtiene lo siguiente:

Entra	-	sale	+	Desaparición (por consumo)
$Q_{fp}(X_d)_o$	-	$Q_{fp}(X_d)_e$	+	$(-d(X_d)/dt)V$ --- (7.8)
$Q_{fp}(X_d)_o$	-	$Q_{fp}(X_d)_e$	+	$k_f(X_d)_e V$ como $\frac{d(X_d)}{dt} = k_f(X_d)$
$Q_{fp}(X_0 - X_n)$	-	$Q_{fp}(X_0 - X_n)$	+	$k_f(X_0 - X_n)V$

$$Q_{do} (X_0 - X_n - X_e + X_n) = -k_d (X_e - X_n) V$$

$$Q_d \rho (X_0 - X_e) = -k_d (X_e - X_n) V \quad \text{--- (7.9)}$$

$$(X_0 - X_n) / (k_d (X_e - X_n) V) = t = \text{tiempo de retención hidráulica para el sistema de digestión.} \quad \text{--- (7.10)}$$

Como la velocidad de degradación de lodos depende de la temperatura; la constante k_d deberá ser corregida por temperatura, por medio de la ecuación siguiente:

$$k_{tw} = k_{20^\circ\text{C}} \theta^{(t-20)} \quad \text{--- (7.11)}$$

Donde:

$$\theta = 1.05$$

$$T = \text{Temperatura en } ^\circ\text{C}$$

De un conjunto de reactores tipo batch experimentales operando en paralelo como los que se mostraron en el capítulo correspondiente a pruebas de trtabilidad.

Una vez que se ha llevado a cabo el sembrado de microorganismos, se comenzará la aireación; determinando la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y la tasa de consumo de oxígeno a intervalos definidos de tiempo de aireación.

Graficando el tiempo de aireación Vs Conc. de sólidos suspendidos volátiles remanentes (X), se obtiene una curva como la que se muestra a continuación:

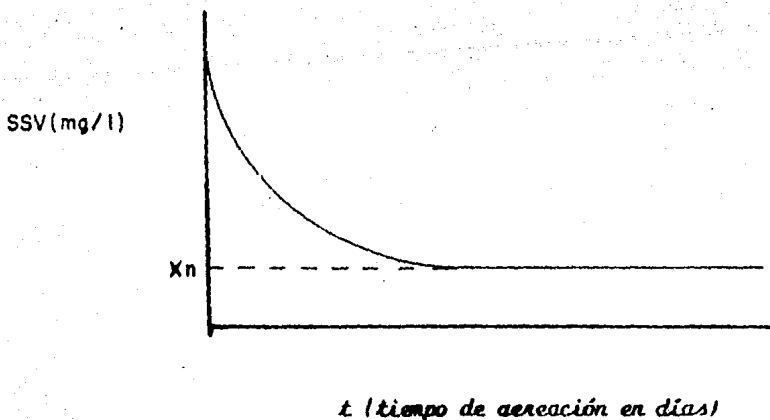


FIG. 7.2 VARIACION DE LA CONC. DE SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES
CON RESPECTO AL TIEMPO DE AERACION

En un digestor aerobio se alcanza a oxidar de un 80% a 90% de los SSV biodegradables, por lo cual al efectuarse el balance de materia en el interior y los alrededores se debe de tomar en cuenta la cantidad oxidada.

Para calcular los requerimientos de oxígeno grafiqué la cantidad de oxígeno consumido V_d el tiempo de aereación (días).

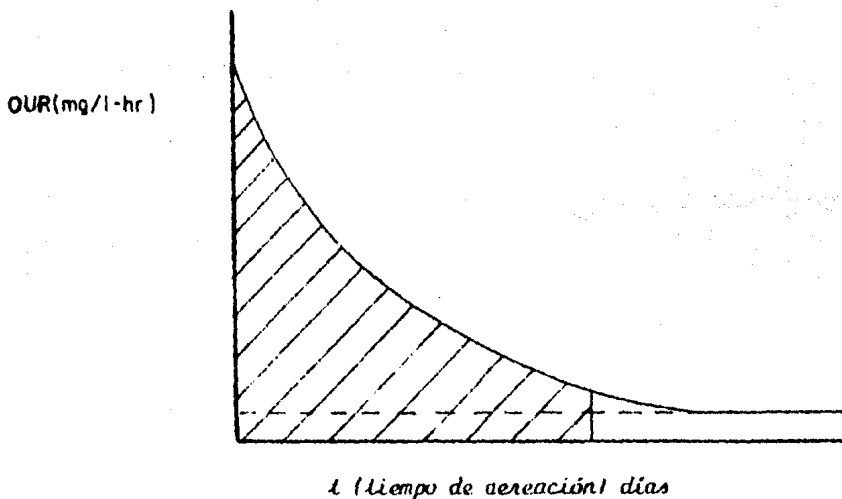


FIG. 7.3 OBTENCION DE LOS REQUERIMIENTOS DE OXIGENO
EN EL DIGESTOR

Si el consumo de oxígeno logrado hasta un tiempo t en un reactor tipo batch, lo llamamos OUR_{total} .

$$OUR_{Total} = \int_0^t (OUR) dt = (OUR) \int_0^t dt = OUR (t-0) \quad \text{--- (7.12)}$$

$$OUR_{Total} = OUR (t)$$

Utilización de oxígeno promedio por unidad de tiempo (OUR).

$$OUR_{Prom} = (1/t-0) \int_0^t (OUR) dt \quad \text{--- (7.13)}$$

$$OUR_{Prom} = (1/t) OUR dt \quad \text{--- (7.14)}$$

$$OUR_{Prom} = OUR (mg/l-hr)$$

La determinación de OUR se lleva a cabo mediante la evaluación del área bajo la curva de la figura 7.3, o de la forma descrita en el capítulo correspondiente a todos activados.

Corrigiendo la ecuación de utilización promedio de oxígeno para un reactor continuo obtenemos:

$$OUR_{Prom} \int_0^t (OUR) dt / t \quad \left(\frac{(X_{d10} - X_{d1e})}{\text{React cont}} \right) / \left(\frac{(X_{d10} - X_{d1e})}{\text{React batch}} \right) \quad \text{--- (7.15)}$$

$X_{d10} = X_{d1e}$ para un reactor tipo batch

$X_{d10} = X_0 - X_n$; de la ecuación 9.3 tenemos:

$$X_{d1e} = X_e - X_n \quad X_{d1e} = X_{d10} - k_d t \quad \therefore \quad \text{--- (7.16)}$$

$$X_e - X_n = (X_0 - X_n) - k_d t$$

Despejando X_e tenemos:

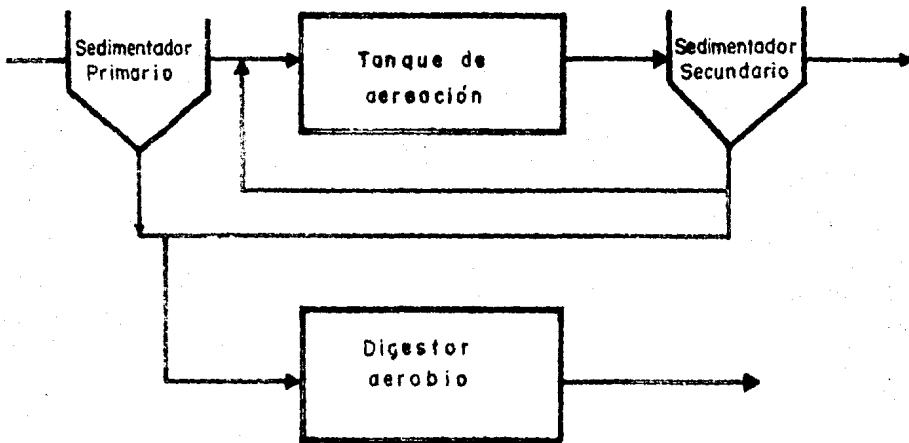
$$X_e = (X_0 - X_n) e^{(k_d t)} + X_n \quad \text{--- (7.17)}$$

El tiempo de retención celular para el tanque digestor es:

$\theta_c = \frac{\text{Masa de sólidos suspendidos volátiles en el reactor}}{\text{Cantidad de sólidos que se consume por el sist.}}$

$$\theta_c = X_e V / Q_o (X_o - x_e)$$

--- (7.18)



De acuerdo a datos reportados en la literatura (Ref. 4) la composición aproximada de los sólidos suspendidos volátiles es de 65% para lodos primarios - crudos.

La concentración de la purga del sedimentador primario es de:

$$X = 0.65 (15000 \text{ mg/l}) = 9750 \text{ mg/l}$$

$$Q_p X + Q_w X_w = Q_{Do} X_o$$

$$Q_{Do} = Q_p + Q_w$$

$$X_o = (Q_p X + Q_w X_w) / Q_{Do}$$

$$Q_{Do} = 982.44 + 229.8$$

$$Q_{Do} = 1212.24 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$X_o = \frac{229.8 (19.75 \text{ Kg/m}^3) + 982.44 \text{ m}^3/\text{día} (15.894 \text{ Kg/m}^3)}{1212.24 \text{ m}^3/\text{día}}$$

$$X_o = 6.654 \text{ Kg/m}^3 = 6624.98 \text{ mg/l}$$

Supongamos que después de haber efectuado la determinación experimental, la conc. de SSV no biodegradables es de 2500 mg/l, la constante biocinética es de 0.324 días⁻¹.

$$X_{d10} = X_0 - X_n = 6624.97 - 2500 = 4124.970 \text{ mg/l}$$

Si la oxidación se lleva a cabo en un 80%

$$X_{d1e} = 4124.97 (0.8) = 824.99 \text{ mg/l}$$

Cálculo del tiempo de retención hidráulico

$$X_{d1e} = X_e - X_n \quad ; \quad X_e = X_{d1e} + X_n = 824.99 + 2500 = 3324.99$$

$$t = (X_0 - X_e) / (k_d (X_e - X_n)) = \frac{6624.97 - 3324.99}{0.324 (3324.99 - 2500)}$$

$$t = 12.34 \text{ días}$$

X_{d1e} para un reactor tipo batch

$$X_e = (X_0 - X_n) e^{-k_d t} + X_n$$

$$X_e = (6624.97 - 2500) e^{-0.324(12.34)} + 2500$$

$$X_e = 2575.7 \text{ mg/l}$$

Volumen del reactor

$$v = Q_{D0} t = 1212.24 \text{ m}^3/\text{día} (12.34 \text{ día})$$

$$V = 14959 \text{ m}^3$$

Si la cantidad de oxígeno total utilizado es de aproximadamente ---
250 mg/l-ha (día) (valor obtenido del área bajo la curva de la figura 9.31).

$$O_{TR} \text{ total} = 250 \text{ mg/l-ha (día)}$$

$$250 \text{ mg/l-ha (día)} (1.24 \text{ ha/día}) = 6000 \text{ mg/l}$$

$$O_{TR} \text{ p_{norm}} = 6000 \text{ mg/l} / (12.34 \text{ día}) = 486.22 \text{ mg/l (día)}$$

React batch

P/Reactor continuo

$$OUR_{prom} = 486.22 \frac{(Xd_{10} - Xd_{1e})}{\text{React cont}} \Big/ \frac{(Xd_{10} - Xd_{1e})}{\text{Reactor batch}}$$

$$OUR_{prom} = \frac{486.22(4124.99 - 824.99)}{14124.29 - 75.71} = 396.25 \text{ mg/l-día}$$

$$396.25 \text{ mg/l-día} \frac{114959 \text{ m}^3}{1000} = 5927.5 \frac{\text{Kg de O}_2}{\text{día}}$$

Si tenemos un nivel de potencia de $0.76 \frac{\text{Kg de O}_2}{\text{Hp - hr}}$

$$\text{Hp requeridos} = \frac{5927.5 \text{ Kg de O}_2 / \text{día}}{\frac{0.76 \text{ Kg de O}_2 (24 \text{ hr})}{\text{Hp - hr} \quad \text{día}}}$$

$$\text{Hp requeridos} = 329.97 \text{ Hp}$$

Se utilizarán 6 (seis) aeradores de 60 Hp

Dimensiones del digestor para el sistema de lodos activados.

Profundidad del tanque: 2.5 - 3.5 metros

$$h = 2.5 \text{ m}$$

$$A = V/h = \frac{14959 \text{ m}^3}{2.5 \text{ m}} = 5983.6 \text{ m}^2$$

Relación Ancho largo L:)

$$A = L \times W \quad \text{Donde: } L = \text{Largo}$$

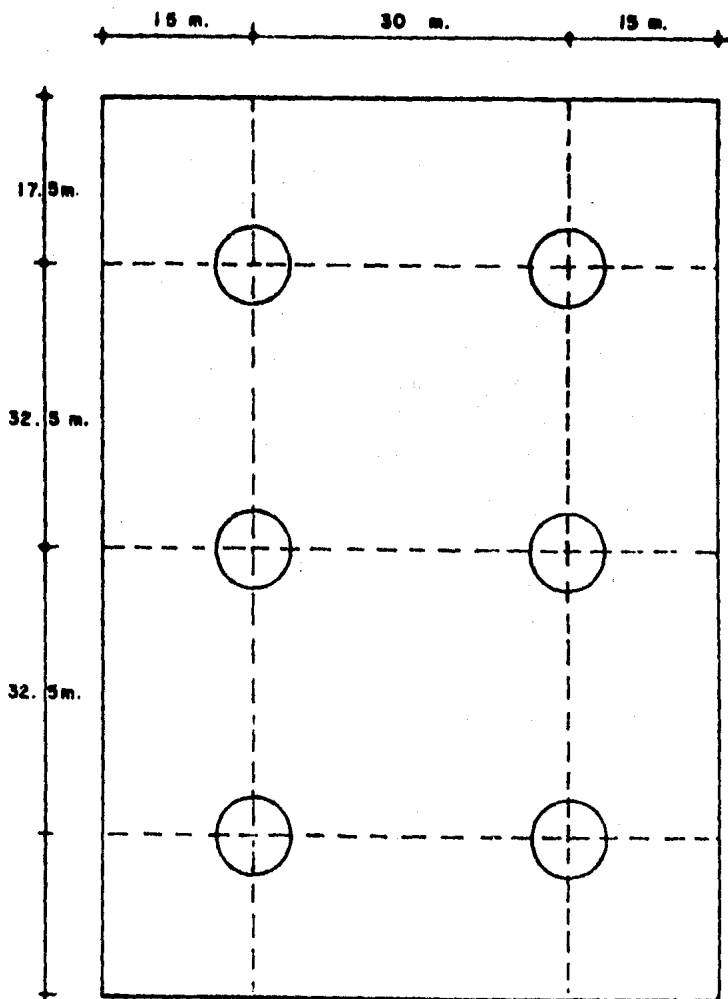
$$W = \text{Ancho}$$

$$A = 3W (W) = 3W^2$$

$$W = \sqrt{A / 3} \quad (1/2)$$

$$W = \sqrt{5983.6 \text{ m}^2 / 3} \quad (1/2) \quad 44.66 \text{ m}$$

$$L = 44.66 (3) = 133.98 \text{ m}$$



LONGITUD : 99.0 m.

ANCHO : 60.0 m.

Características de los aereadores

Diámetro de influencia para un completo mezclado: 35 m

RPM : 900

Profundidad recomendable: (2.5 - 3m)

Peso Total = 1837.08 Kg

*Dimensiones para un completo mezclado de acuerdo al aereador escogido
(Diámetro de influencia).*

CONCLUSION

De acuerdo a la caracterización del agua residual, ésta puede ser considerada como de tipo débil, medio y fuerte dependiendo de los valores alcanzados de DBO los cuales son de 100, 200 y 300 mg/l respectivamente, pero en algunas ocasiones se alcanzan valores de hasta 1000 mg/l por lo que se tiene un agua residual de tipo puramente industrial.

Con respecto a las pruebas de tratabilidad se ha definido que el agua residual antes de ser tratada debe ser sometida a una serie de pruebas mediante las cuales podemos fijar la cantidad de microorganismos que se requieren en el tanque de aereación, para de esta manera poder lograr la eficiencia deseada, lo que va de acuerdo al tiempo de retención celular, ya que controlando éste podemos controlar la concentración de sólidos dentro del reactor ya que para todos activados se recomienda un tiempo de retención celular de 4 u 8 hrs. y para aereación extendida de 18 a 36 hs.

Como se observó en la figura 3.1 en la determinación de coeficientes, la ecuación de velocidad de remoción del sustrato se ha considerado de primer orden, ya que en el caso de un reactor biológico continuo en condiciones de mezcla completa, la velocidad de remoción del sustrato es proporcional a la concentración del mismo según la ec (3.9) y la figura (3.3).

En lo que se refiere al proceso de todos activados y el de aereación extendida, la principal diferencia es el tiempo de retención hidráulico y celular, ya que es mayor en aereación extendida que en todos activados, con lo que se lo-

gra una mayor eficiencia de remoción, ésto se debe a que los microorganismos son llevados a condiciones de respiración endógena. En lo que respecta a la carga orgánica se ha comprobado que las condiciones óptimas de asentamiento se logran -- cuando la relación alimento - microorganismo (F/M) esté en un rango de 0.1-0.25 -- para aereación extendida y de 0.3-0.7 para lodos activados, ésto se podrá observar en la figura (3.1). El utilizar uno u otro sistema sólo depende de la calidad del agua tratada que se desee y el capital destinado para ésta, ya que para eficiencias de remoción requeridas cercanas al 100% únicamente se podrá lograr con el proceso de aereación extendida, pero es necesario contar con una extensión de terreno mayor que la requerida por el sistema de lodos activados para el mismo caudal. Para eficiencias de un 75 - 85 % es mejor utilizar lodos activados ya que se requieren de áreas menores de terreno y se pueden tratar volúmenes mucho más grandes de agua residual. En la tabla 3 del anexo se muestran los parámetros más importantes requeridos para el diseño del proceso de lodos activados y sus diferentes modificaciones.

Por último el uso que se le puede dar al efluente tratado depende sólo -- de la calidad con que es obtenido éste, ya que la SEDUE ha establecido los niveles máximos y mínimos permitidos para cada uso como son: riego de áreas verdes, -- recreación, acuicultura y pesca, etc. Estos niveles se encuentran en las tablas 4 y 5 del anexo.

La obtención de estos niveles de calidad se logran ajustando las condiciones de operación del proceso como son sólidos suspendidos volátiles en el reactor, independientemente del proceso que se esté usando.

BIBLIOGRAFIA

- 1.- *Introduction to Wastewater Treatment Processes*
R.S. Ramalho. 2o. Edition Academic Press.
- 2.- *Water Quality Engineering for practicing Engineers*
Eckenfelder W.W. jr. Barnes and Noble, New York 1970
- 3.- *Standard Methods, for the examination of water and wastewater.*
15 th Edition (1980), APHA - AWWA - WPCF
- 4.- *Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal.*
Metcalf and Eddy, Inc. Mc Graw Hill, New York, 1972.
- 5.- *Biological Process Design for Wastewater Treatment.*
Larry D. Benefield and Clifford W. Randall
Virginia Polytechnic Institute and State University
Prentice - Hall. Inc. 1980.
- 6.- *Performance Evaluation and Troubleshooting at municipal
wastewater treatment facilites.*
January 1978, Municipal Operation Branch office of Water Program
Operations. Washington D.C. 20460
- 7.- *Purificación de Aguas, Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales*
FATR - GEYER Y OKUN. EDIT. LIMISA.

- 8.- *Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación de Aguas.*
Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
(CEPIS)
Edit. Organización Panamericana de la Salud.

- 9.- *Journal of the Sanitary Division "ASCE".*
Vol. 92 Núm. SA 1. 1966.

- 10.- *Sewage and Industrial Waste*
Vol. 28 No. 9, 1956.

G L O S A R I O

- Aerobios* Organismos que utilizan oxígeno molecular, disuelto en agua para sus funciones vitales.
- Anaerobios* Organismos que utilizan para cumplir sus funciones vitales, el oxígeno contenido en los sólidos orgánicos o inorgánicos presentes en el agua, liberado en la descomposición de éstos.
- Bacterias* Organismos unicelulares que en el caso del proceso de lodos activados, son responsables de la degradación de la materia orgánica contenida en ellas, debido a que se han adaptado a utilizarla como sustrato o alimento. Su desarrollo óptimo está ligado al cumplimiento de requerimientos específicos de sustrato, oxígeno, -- pH, temperatura y otros fuera de los cuales se inhibe o impide su crecimiento.
- Biodegradación* Se define así a la oxidación de compuestos orgánicos complejos, -- llevada a cabo por microorganismos que los transforman en sustancias orgánicas estables, dióxido de carbono y agua.
- Biomasa* Designa el conjunto de microorganismos presentes en el tratamiento secundario y que se encargan de realizar la biodegradación de la materia orgánica a la que utilizan como sustrato. Se ha considerado aceptable el valor de los sólidos solubles volátiles -- del licor mezcla (SSVM) como un valor indicativo indirecto de los microorganismos existentes en el tanque de aeración.

- Carga Orgánica** Representa la cantidad de sustrato aplicada al proceso por día.- Usualmente sus unidades son Kg DBO/día o Kg de DQO/día.
- Superficial** Parámetro para diseño de tanques de sedimentación. Se expresa - mediante el caudal (m^3 /día) aplicado por unidad de área (m^2) del sedimentador. Su importancia deriva del hecho de que afecta directamente las eficiencias de remoción de sólidos sedimentables, en suspensión y DBO.
- Metabolismo** Los nutrientes absorbidos por los microorganismos sufren diferentes reacciones bioquímicas, entre ellas de oxidación y síntesis mediante las cuales los microorganismos desarrollan sus funciones vitales. Durante la oxidación se libera energía que es aprovechada por la biomasa para sintetizar nuevas células. Estos dos procesos, oxidación y síntesis, son denominados metabolismos.
- Nutrientes** Sustancias utilizadas por los microorganismos para producir nuevas células en el proceso de síntesis. Usualmente se utiliza este término para designar al nitrógeno y al fósforo.
- Oxidación** Una de las tres fases, junto con la síntesis y la respiración endógena, de que consta la degradación de materia orgánica. Consiste en su descomposición por la biomasa, mediante el oxígeno disuelto produciendo energía, dióxido de carbono y agua.
- Respiración Endógena** Etapa de la degradación de la materia orgánica que transcurre al

apartarse el sustrato disponible en el agua y producirse la muerte de una parte de la biomasa. Esta materia celular muerta es entonces oxidada por el resto de los microorganismos, produciendo energía para síntesis, dióxido de carbono y agua.

- Sustrato** Se define así a la materia orgánica disponible como fuente de -- alimento para los microorganismos.
- Licon mezclado** Se define así al contenido del tanque de aereación, es decir, a las aguas residuales influentes y los lodos existentes en el tanque, así como los recirculados.
- Flóculo** Agrupación de materia orgánica, nutrientes y microorganismos formada por aglutinamiento de sus componentes.
- Lodos** Sólidos acumulados por tratamiento en los tanques sedimentadores con mayor o menor contenido de agua formando una masa semilíquida.
- Lodos Activados** Sólidos sedimentados en el tanque de sedimentación secundaria que contienen microorganismos adaptados a la biodegradación del desecho influente. Son recirculados al tanque de aereación para mantener una concentración constante de microorganismos.
- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DRO)** Se define como la cantidad de oxígeno utilizado para la oxidación biológica de la materia orgánica carbonícea, contenida en las -- aguas residuales, durante un tiempo específico, a 20°C es una -- prueba química y biológica.

*Demanda Química
de Oxígeno (DQO)*

Es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar materia orgánica e inorgánica por reacciones puramente químicas.

Oxígeno Disuelto (OD)

Es el oxígeno que se disuelve en el agua por contacto de ésta con el aire y que los microorganismos requieren para cumplir sus funciones vitales.

*Sólidos Suspendidos
Volátiles en el Líquido
Mezcla (SSVM)*

Son aquéllos sólidos que están en suspensión en el líquido mezclado que son perceptibles a simple vista y que al ser sometidos a un proceso de calcinación, se volatilizan. Se utilizan como una medida indirecta de la cantidad de microorganismos presentes en el tanque de aereación, ya que éstos se aglutinan en flóculos esponjosos suspendidos junto con la materia orgánica contenida en las aguas residuales.

*Sólidos
Sedimentables
(SS)*

Son la porción de los sólidos cuyo tamaño y peso es suficiente para que se sedimenten en un periodo determinado, que generalmente es una hora.

*Velocidad de la Zona
de Sedimentación*

Se denomina así a la velocidad que presentan los lodos activados al comenzar su captación.

*Tiempo Medio de Retención
Celular (O_c)*

*Expresa el tiempo promedio en días que un microorganismo puede -
permanecer en el proceso de lodos activados.*

*Relación Alimento-Microorganismos
(F/M)*

*Representa la relación que existe entre la cantidad de materia
orgánica presente en el agua residual, a la que se le considera
como sustrato o alimento, y la concentración de microorganismos
activos en el licor mezclado.*

ANEXO 3

TECNICAS DE LABORATORIO PARA LA CARACTERIZACION DE AGUAS RESIDUALES

- 1.- OXIGENO DISUELTO
- 2.- DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO
- 3.- pH
- 4.- SOLIDOS TOTALES (STT)
SOLIDOS FIJOS (STF)
SOLIDOS VOLATILES (STV)
- 5.- SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)
SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES (SSV)
SOLIDOS SUSPENDIDOS FIJOS (SSF)
- 6.- NITROGENO AMONIACAL
- 7.- FOSFATO
- 8.- CLORO RESIDUAL
- 9.- DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO
- 10.- GRASAS Y ACEITES
- 11.- NITROGENO TOTAL

OXIGENO DISUELTO

El oxígeno disuelto, OD , es necesario en cantidades adecuadas para la vida de los peces y de otros organismos acuáticos; la concentración de OD de las aguas pueden también relacionarse con la corrosividad de las aguas, con la actividad fotosintética y con el grado de septicidad. La determinación del OD es la base para la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), por el procedimiento de diluciones.

La técnica más rápida para la determinación del OD es la que se basa en la medición del oxígeno disuelto por medio de un electrodo selectivo de iones conectado a un potenciómetro. La otra técnica es la llamada: Método de Winkler que a continuación se presenta.

Reactivos

Solución de sulfato de manganeso: se disuelven 480 g de $MnSO_4 \cdot 4H_2O$, o 400 g de $MnSO_4 \cdot 2H_2O$ o 364 g de $MnSO_4 \cdot H_2O$ en agua destilada, se filtra y se diluye a 1 litro. El objetivo de la solución de sulfato de manganeso únicamente es liberar huellas de Yodo, cuando se agregue a una solución acidulada de yoduro de potasio.

Reactivo de álcali-yoduro-nitrato: disuelva 500 g de $NaOH$ o 1700 g de KOH y 135 g de NaI (o 150 g de KI) en agua destilada y se diluye a 1 litro. A esta solución agregue 10 g de NaN_3 disueltos en 40 ml de agua. Este reactivo no debe producir coloración con el almidón, cuando se diluya y acidule.

Acido sulfúrico conc. la concentración de estos ácidos es aproximadamente 36N; por lo que 1 ml equivale a 3 ml de álcali-yoduro-nitrato.

Solución de almidón: en un vaso o mortero prepare una emulsión de 5 a 6 g de almidón de patata, con una pequeña cantidad de agua destilada. Vierta esta — emulsión en un litro de agua en ebullición, que continúa hirviendo por unos cuantos minutos, deje sedimentar por una noche.

Separe el líquido claro sobrenadante, y presérvelo con 1.25 g de ácido — salicílico por litro o de unas cuantas gotas de tolueno.

Solución madre de tiosulfato de sodio, 0.10 N: disuelva 24.82 g de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada recién hervida y enfriada, y diluya a 1 litro. Preser— ve con 5 ml de cloroformo o 1 g de NaOH por litro.

Solución valorada de tiosulfato de sodio, 0.025 N: diluya a 1 litro — 250 ml de la solución madre de tiosulfato de sodio, o bien diluya 6.20 g de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en un litro de agua destilada, preserve la solución con 5 ml de cloro— formo o 0.4 g de NaOH por litro. La solución valorada de tiosulfato de sodio, — exactamente 0.025 N, equivale a 0.2 mg de OD por ml de solución.

Se titula con una solución de biyodato de potasio, de 0.025 N. Una so— lución madre, de concentración equivalente a la solución de tiosulfato 0.1 N, con— tiene 3.249 g/l de $\text{KHI}10_3$. La solución de biyodato equivale al tiosulfato 0.025N contiene 0. 8124 g/l de $\text{KHI}10_3$ y se puede preparar por dilución de 250 ml de la solución madre a 1 litro, en un matraz afonado.

Titulación: disuelva 2 g de KI, exento de yodato, en un matraz erlenmeyer con 100 a 150 ml de agua destilada; agregue 10 ml de H_2SO_4 , y 20 ml de la solución valorada de biyodato, diluya a 200 ml y titule el yodo liberado con la solución de tiosulfato, agregando el almidón hacia el final de la titulación, cuando se alcance un color paja pálido se debe de haber necesitado exactamente 20 ml de la solución de tiosulfato 0.025 N, cuando la solución en comparación son de igual concentración. Es conveniente que la solución se ajuste exactamente a 0.025 N.

Otra forma de valorar el oxígeno disuelto es mediante la valoración con Bicromato de potasio, 0.025 N. El biyodato se puede sustituir por $K_2Cr_2O_7$. Una solución equivalente al tiosulfato de sodio 0.025 N contiene 1.226 g/l de $K_2Cr_2O_7$. El $K_2Cr_2O_7$, se debe secar precisamente a 103 °C por 2 horas. La solución se debe preparar en matraz aforado.

Titulación: Se procede en la misma forma que con el biyodato, con la diferencia de que se usan 20 ml de la solución valorada de bicromato. Se coloca en la obscuridad por 5 minutos, se diluye a unos 400 ml y se titula con el tiosulfato 0.025 N.

Solución de fluoruro de potasio: se disuelven 40 g de $KF \cdot 2H_2O$ en agua destilada y se diluye a 100 ml.

Procedimiento:

En un frasco de 250 -300 ml en el que fue colectado, agregue 2 ml de la

solución de MnSO_4 y 2 ml del reactivo álcali-yoduro-nitruo, haciendo ambas adiciones bien abajo de la superficie del líquido; vuelva a colocar el tapón cuidando de que no permanezcan burbujas, agítese varias veces por inversión. Cuando se sedimente el precipitado quedará un sobrenadante claro sobre el flóculo de hidróxido de manganeso, cuando éste haya progresado lo suficiente para que se tenga, cuando menos, 100 ml de líquido claro sobrenadante, se destapa cuidadosamente el frasco y se agrega, en seguida 2 ml de H_2SO_4 conc, dejando que el ácido escurra por el cuello del frasco, se vuelve a tapar y se mezcla, por inversión, hasta que la dilución sea completa; el yodo liberado se debe encontrar uniformemente distribuido en la solución, antes de tomar la porción necesaria para la titulación. El volumen que se tome para la titulación debe corresponder a 200 ml de la muestra original, después de aplicar una corrección por la pérdida de muestra debida al desplazamiento provocado por los reactivos. Por ejemplo, cuando en un frasco de 300 ml se agregan 4 ml (2 ml de cada uno) uno de los reactivos de sulfato de manganeso y de álcali-yoduro-nitruo, el volumen que se toma para la titulación debe ser:

$$200 \times \frac{300}{300-4} = 203 \text{ ml}$$

Se titula con tiosulfato 0.025 N hasta un color paja pálido, se agregan de 1 a 2 ml de la solución de almidón recientemente preparada y se continúa con la titulación hasta la primera desaparición del color azul; si se sobrepasa el viraje, la muestra se debe titular con solución de biyodato 0.025 N, que se agrega a gotas o bien se puede proceder agregando un nuevo volumen definido de la muestra y verificando las correcciones necesarias. Se deben despreciar las decoloraciones subsecuentes que se presenten, que se pueden deber al efecto catalítico de los nitruos o a huellas de sales férricas, que no han formado complejos con el fluoruro.

Cálculos:

Como 1 ml de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0.025 N es equivalente a 0.2 mg de O_2 , si se titula un volumen equivalente a 200 ml de la solución o muestra original, cada ml de tio sulfato que se consume es igual a 1 mg/l de O_2 .

2.- DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

La demanda de oxígeno de las aguas residuales, se debe a tres clases de materiales:

- a) Materiales orgánicos carbonosos, que son aprovechados como fuente de nutrientes por los organismos aerobios;
- b) Materiales nitrogenados oxidables, que se derivan de los compuestos de nitrato, amoníaco y nitrógeno orgánico, que sirven de nutrientes a bacterias específicas, como Nitrosomas y Nitrobacter,
- c) Ciertos compuestos químicos reductores (hierro ferroso, sulfito y sulfato), que reaccionan con el oxígeno molecularmente disuelto.

La estabilización completa de un desecho determinado puede exigir un período de incubación demasiado prolongado para propósitos prácticos. Por esta razón se ha aceptado como normal el período de 5 días; sin embargo, para ciertos desechos industriales puede llegar a ser recomendable que se determine su curva de oxidación. La conversión de los datos de un período de incubación a otro de distinta duración, sólo se puede verificar mediante dichos estudios especiales. Estudios recientes han demostrado que la velocidad exponencial de la oxidación carbonosa (k), a 20 °C, rara vez tiene un valor de 0.1, sino que puede variar de menos de la mitad a más del doble de este valor. Por esto, generalmente es imposible calcular la demanda carbonosa final (S) de una muestra, a partir de los valores de DBO a los 5 días de incubación, a no ser que se haya determinado el valor de k previamente del agua residual de la corriente en consideración.

Aparatos:

Frascos de incubación de 250 - 300 ml de capacidad con tapón emmerilado. Los frascos se deben de limpiar con un buen detergente y han de enjuagarse y escurirse cuidadosamente antes de usarlos. Como una precaución contra la introducción del aire al frasco, durante la incubación, se recomienda el sello hidráulico. Se pueden tener sellos hidráulicos satisfactorios invirtiendo el frasco en un baño de agua o vertiendo agua en las bocas cónico-invertidas de los frascos especiales para la ODO.

Incubadora de aire o baño maría, con control de temperatura a $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1'\text{C}$. Se debe excluir completamente la luz, para evitar que las algas produzcan OO en la muestra.

Reactivos:

Agua Destilada: el agua que se use para la preparación de las soluciones y para el agua de dilución debe ser de la más alta calidad, es conveniente que esta agua contenga menos de 0.01 mg/l de Cu y debe estar exenta de cloro, cloraminas, alcalinidad cáustica, sustancias orgánicas o ácidos.

Solución amortiguadora de fosfato: se disuelven 8.5 g de $\text{K}_2\text{H}_2\text{PO}_4$, 21.75 g de K_2HPO_4 , 33.4 g de $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y 1.7 de NH_4Cl en unos 500 ml de agua destilada, diluyéndose a 1 litro. El pH de esta solución amortiguadora debe ser de 7.2, sin ajuste alguno. Si el agua de dilución se conserva en el incubador, la solución amortiguadora se agrega justamente antes de usar el agua de dilución.

Solución de sulfato de magnesio: se disuelven 22.5 g de $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ en agua destilada y se diluye a 1 litro.

Solución de cloruro de calcio: se disuelven 27.5 g de $CaCl_2$ anhidro en agua destilada y se diluye a un litro.

Solución de cloruro férrico: se disuelven 0.25 g de $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ en agua destilada y se diluye a 1 litro.

Solución de ácidos o álcalis, 1 N. Para la neutralización de las muestras de desechos que sean cáusticos o ácidos.

Solución de sulfito de sodio, 0.025 N: se disuelven 1.575 g de Na_2SO_3 anhidro en 1000 ml de agua destilada. Esta solución no es estable y se debe de preparar el día que se vaya a usar.

Inóculo: en la determinación de la DBO es un factor importante la selección del inóculo adecuado. En muchos casos, particularmente en desechos de la industria alimenticia, se puede lograr un inóculo satisfactorio con el líquido sobrenadante de aguas negras domésticas que previamente se han mantenido, por 24 - 36 horas, a 20 °C.

Muchos desechos industriales contienen compuestos orgánicos que no son susceptibles de ser oxidados por el inóculo de aguas negras domésticas. En estos casos, el operador puede usar un inóculo que prepare por cultivos de tierra y/o sedos, puede aclimatar un inóculo que haya cultivado en el laboratorio o puede -

recorrir al agua de la corriente receptora, tomada abajo del punto de descarga del desecho particular (de preferencia 3 o 4 Km abajo); las dos últimas son las mejores posibilidades. Las aguas receptoras que se usen como fuente de inóculo tienen que conducir sin duda, a las mejores estimaciones del efecto de un desecho sobre tales aguas, pero se deben recolectar en un punto en que se tenga, en pleno desarrollo, una biota capaz de utilizar como nutriente el compuesto orgánico particular del desecho; en algunos casos, ésto puede significar que la recolección del inóculo se deba hacer muchos Km aguas abajo del punto de descarga, lo cual no puede ser práctico. Con la heterogeneidad de desechos que no son susceptibles de una fácil oxidación biológica, es comúnmente más práctico preparar en el laboratorio un inóculo aclimatado. Para ésto, el agua negra o el agua de la corriente receptora se aerea y se alimenta con pequeños incrementos diarios de desecho particular, lo mismo que con aguas negras frescas hasta que se obtenga un inóculo satisfactorio.

Procedimiento:

Preparación del agua de dilución: el agua destilada que se use con este propósito se debe conservar en frascos con tapones de algodón, por un tiempo suficiente para que se sature con O₂. También se puede aerear el agua, bien sea por la agitación de un frasco parcialmente lleno o por medio de una corriente de aire comprimido. Se puede encontrar situaciones en que convenga usar agua de lluvia estabilizada, para comprobar el comportamiento de la corriente con el procedimiento de laboratorio.

Se debe usar agua destilada de la más alta pureza y a una temperatura cercana a 20 °C. En un frasco adecuado se vierte el volumen deseado de agua des-

tilada, se agrega 1 ml. de cada una de las soluciones amortiguadoras de fosfato, de sulfato de magnesio, de cloruro de calcio y de cloruro férrico por cada litro de agua.

Inoculación: si es necesario, se inocula el agua de dilución con el inóculo que se haya encontrado más satisfactorio para el desecho particular en estudio. Solamente por experiencia previa se puede conocer la cantidad real de inóculo que se debe agregar por unidad de volumen. El agua de dilución inoculada se debe usar el mismo día en que se inocule.

Pretratamiento:

Existen varios pretratamientos dependiendo de las condiciones en que se encuentre el agua en cuestión como son: Muestras ácidas o básica, muestras que contengan compuestos de cloro residual, muestras con sustancias tóxicas y muestras sobresaturadas con OD; a continuación se describe el pretratamiento de ésta última, para mayor información ver la referencia (31): Muestras sobresaturadas con OD: en los meses de invierno, o en localidades con activas proliferaciones de algas, las muestras pueden contener más de 9.17 mg/l de OD a 20 °C (al nivel del mar). Para evitar pérdidas de Oxígeno durante su incubación, se debe reducir el OD al punto de saturación, llevando a la muestra a una temperatura de 20 °C en un frasco parcialmente lleno y agitado vigorosamente, o bien haciendo pasar una corriente de aire comprimido.

Técnica de dilución: se verifican varias diluciones de la muestra preparada para que, por incubación, se obtengan los abatimientos necesarios. Se sugie

ren las siguientes diluciones: 0.1 - 5% para aguas negras crudas o sedimentadas; 5 - 25% para efluentes oxidados; y de 25 - 100% pluviales contaminadas.

a) Se sifonea cuidadosamente el agua normal de dilución, inoculada si es necesario, a una probeta graduada de 1 o 2 litros de capacidad, llenándola hasta la mitad sin arrastrar aire. Se agrega la muestra cuidadosamente mezclada, en la cantidad necesaria para obtener la dilución que se desee, y se acaba de diluir -- hasta el nivel apropiado con el agua de dilución. Se mezcla bien con un agitador de tipo émbolo, evitando el arrastre de aire. Se sifonea la dilución mezclada a dos frascos para DBO, uno para incubación y el otro para la determinación del OD inicial en la mezcla; se tapa herméticamente y se incuba por 5 días a 20 °C. Los frascos de DBO deben tener un sello hidráulico, bien sea por inversión en una charola con agua o usando el cierre hidráulico de los frascos especiales. Las siguientes diluciones de menor concentración, se preparan en la misma forma, o bien se agrega agua de dilución a la porción no consumida de la dilución precedente.

b) La técnica de dilución se simplifica mucho cuando se tienen frascos de capacidad conocida, en los que se pipetea directamente los volúmenes apropiados de muestra, por medio de pipetas volumétricas de punta alargada, llenándose el frasco con suficiente agua de dilución para que se pueda insertar el tapón sin dejar burbujas.

Las diluciones mayores de 1:100 se deben verificar diluyendo el desecho en un matraz afonado, antes de que se agregue a los frascos de incubación para la dilución final.

Determinación del OD: si la muestra representa el 1% o más, de la dilución de DBO Más baja, se determina el OD en la muestra sin diluir; por lo general, se omite esta determinación en aguas negras y efluentes sedimentados, en los que se conoce que el OD es prácticamente nulo. Con muestras que tengan una demanda inmediata de oxígeno, se debe usar un OD inicial calculado, puesto que tal demanda representa una carga para la corriente receptora.

Incubación: el testigo de agua de dilución y las muestras diluidas se incuban por 5 días a 20 °C. Al finalizar este período se determinará el OD en las muestras incubadas y en el testigo, aplicando la modificación de Alsterberg, al nitrato, del método de Winkler, aunque puede ser necesario aplicar otras modificaciones en casos especiales. Se considera de mayor confianza aquellas diluciones que presentan un OD residual mínimo de 1 mg/l y un abatimiento de 2 mg/l, cuando menos.

Corrección por el inóculo: si se ha inoculado el agua de dilución, se determina el abatimiento de oxígeno del inóculo llevando una serie separada de diluciones del inóculo y seleccionando aquellas que en 5 días conduzcan a un abatimiento del 40 - 70% del oxígeno. Uno de estos abatimientos se usa para calcular la corrección debida a la pequeña cantidad de inóculo en el agua de dilución. No se emplea el testigo inoculado para la corrección por el inóculo porque el testigo de agua de dilución inoculada, incubada por 5 días, está sujeto a una oxidación errática debida a la muy alta dilución del inóculo, que no es característica de la muestra inoculada.

Control del agua de dilución: se llenan dos frascos para DBO con el --

agua de dilución sin inocular. Uno de ellos se tapa y se incuba; mientras que en el otro se determina el OD antes de la incubación. Los resultados del OD en estos dos frascos se usan como una comprobación tosca de la calidad del agua de dilución sin inoculación. El abatimiento que se obtenga no se debe aplicar para corregir el testigo y dicho abatimiento no debe ser mayor de 0.2 ml, y de preferencia 0.1 ml.

Comprobación con glucosa-ácido glutámico: la prueba de la DBO es un procedimiento de ensayo "in situ", y en consecuencia, los resultados que se obtengan serán afectados por la presencia de sustancias tóxicas o por el empleo de un inóculo impropio. La experiencia ha demostrado que las aguas destiladas se encuentran a menudo contaminadas con sustancias tóxicas, más frecuentemente con cobre, y que algunos inóculos aguas negras son relativamente inactivos; y por ende los resultados que se obtengan han de ser bajos.

Periódicamente se debe comprobar la calidad del agua, así como la efectividad del inóculo y la técnica de laboratorio, usando compuestos orgánicos puros de los que se conoce su DBO, o en los que se puede determinar. Si en un desecho determinado se ha identificado debidamente un compuesto orgánico particular, éste puede servir muy bien para controlar el inóculo que se use.

Para el mismo propósito se han sugerido varios compuestos orgánicos, como la glucosa y el ácido glutámico, y para trabajos generales con la DBO, tiene ciertas ventajas una mezcla de éstos 1150 mg/l de cada uno. Se debe comprender que la glucosa tiene una velocidad de oxidación excepcionalmente alta y variable con inóculos relativamente simples; cuando se usa el ácido glutámico se estabiliza la

velocidad de oxidación, y es similar a la que se obtiene con desechos municipales (velocidad exponencial 0.16 - 0.191). En casos excepcionales, para comprobar la eficacia de un inóculo particular, la mejor selección puede ser un compuesto determinado de un desecho particular.

La solución patrón de glucosa debe producir una DBO de 224 ± 10 mg/l y la solución patrón de ácido glutámico debe producir una DBO de 217 ± 10 mg/l. — Cualquier discrepancia importante de estas cifras, debe suscitar dudas sobre la calidad del agua destilada o sobre la viabilidad del material de inoculación; más aún, si se encuentra una variación mayor de $\pm 20 - 22$ mg/l, en más del 5% de las observaciones, se debe mejorar concienzudamente la técnica operatoria.

A continuación se presentan algunos resultados de DBO para diferentes inóculos.

Tabla Nº 1.1 DBO PARA DIFERENTES INOCULOS

TIPO DE INOCULO	CORRECCION POR INOCULO EN 5 d.	DBO MEDIA EN 5 días	DESVIACION NORMAL
	mg/l	mg/l	mg/l
Aguas negras frescas sedimentadas	0.6	218	11
Aguas negras añejas sedimentadas	0.6	207	8
Aguas de río (4 procedencias)	0.5 - 0.22	224 - 242	7 - 13
Efluente de lodos activados	0.07 - 0.68	221	13
Efluente de filtros rociadores	0.2 - 0.4	225	8

Demanda inmediata de oxígeno disuelto.

Las sustancias oxidables por el oxígeno molecular, tales como hierro ferroso, sulfito y sulfuro, lo mismo que el aldehído; imponen una carga en la corri-

te receptora que se debe tomar en consideración. Se puede determinar la demanda de oxígeno de un sustrato de esta naturaleza bien sea usando el OD inicial calculando o aplicando la suma de la demanda inmediata de oxígeno disuelto (D₁OD) y la D₅OD en 5 días. Cuando se desea una diferencia de los dos componentes, se debe cuantificar la D₁OD. Debe de entenderse que la D₁OD no representa, necesariamente una oxidación inmediata por el OD molecular, sino que puede presentar una oxidación por el yodo liberado en el paso de acidulación del método de Winkler.

Se ha seleccionado arbitrariamente el abatimiento del OD en una dilución normal de la muestra al cabo de 15 minutos, como la D₁₅OD. Para determinar la D₁₅OD se cuantifica separadamente el OD de la muestra (que en muchos casos es nulo) y el OD del agua de dilución; se prepara una dilución apropiada de la muestra y agua de dilución, y se determina en ambas el OD al cabo de 15 minutos. El valor calculado de OD que corresponda a la dilución de la muestra menos el OD determinado al cabo de 15 minutos, es la D₁₅OD (en mg/l) que corresponde a esa dilución de la muestra.

Cálculos:

a) Cuando no se requiere inoculación:

$$\text{mg/l de DOD} = (D_1 - D_2) / P$$

b) Cuando se emplea agua de dilución inoculada:

$$\text{mg/l de DOD} = (D_1 - D_2) - (B_1 - B_2) / P$$

c) Cuando se incluye la D₁OD, si es pequeña o no se determina:

$$\text{mg/l de DOD} = (D_2 - D_1) / P$$

$$\text{mg/l de D₁OD} = (D_0 - D_1) / P$$

Donde:

- D_0 = OD del agua de dilución original
 D_1 = OD de la muestra diluida, después de 15 minutos de haberse preparado.
 D_2 = OD de la muestra diluida después de la incubación.
 S = OD de la muestra original sin diluir.
 D_c = OD disponible en la dilución en el instante cero.
 = $D_0 p + SP$
 p = Fracción decimal del agua de dilución empleada.
 P = Fracción decimal de la muestra usada.
 B_1 = OD de la dilución de control del inóculo, antes de la incubación.
 B_2 = OD de la dilución de control del inóculo; después de la incubación.
 f = Relación del inóculo en la muestra al inóculo en el control.
 = (% de inóculo en D_1) / (% de inóculo en B_1)

$$\text{Corrección por inóculo} = (B_1 - B_2) / f$$

3.- pH

DESCRIPCIÓN:

El pH de una solución expresa la actividad del ión hidrógeno y es expresado como el logaritmo del recíproco de la actividad de los iones hidrógeno en moles/litro a una temperatura dada. El presente método se basa en la medición potenciométrica del pH por medio de un sistema de electrodos de vidrio - calomel (referencial).

APLICABILIDAD:

Límite de Concentración: de 0 a 14 unidades de pH.

Pretratamiento: ninguno.

Interferencias: Aceites y grasas interfieren cubriendo los electrodos y haciendo su respuesta lenta.

- Tiempo de análisis: 3 minutos

- Cantidad de muestra: 50 ml.

REACTIVOS:

- Solución amortiguadora patrón de pH 4, 7 y 10.0

EQUIPO:

Potenciómetro con sensibilidad de 0.1 unidades y sistemas de electrodos de vidrio y de referencia de calomel.

PROCEDIMIENTO:

- a) Calibre el instrumento con las soluciones amortiguadoras patrón de —
acuerdo a las instrucciones del fabricante.
- b) Enjuague los electrodos con agua destilada al cambiar de una solución
a otra o de una muestra a otra, coloque la muestra y tome la lectura —
hasta que se estabilice.

4.- SÓLIDOS TOTALES, VOLÁTILES Y FIJOS

(STT, STF, STV)

Los sólidos totales, volátiles y fijos, se determinan calcinando los residuos totales de evaporación a 600 °C en una mufla eléctrica, hasta peso constante, lo que generalmente demanda de 10 a 15 minutos. La pérdida por calcinación se registra como mg/l de sólidos volátiles y el resto del residuo remanente se registra como mg/l de sólidos fijos.

El presente método es aplicable a todo tipo de muestras de agua. El rango de aplicación es de 4 a 20 000 mg/l. Estos sólidos se refieren a la materia sólida suspendida o disuelta en la muestra de agua.

Las principales interferencias se presentan en alicuotas no homogéneas. - así como partículas no representativas como hojas, ramas, peces, etc. Las muestras con alto contenido de grasas y aceites muestran gran variación en las pesadas. Variaciones de las temperaturas de operación dan también errores.

EQUIPO Y MATERIAL:

Cápsulas de porcelana de 100 ml de capacidad

Horno para operar a 550 ± 50 °C

Placa caliente o baño maría con control de temperatura

Horno-secador, para operar a 103 - 105 °C

Desecador con desecante con indicador de concentración de humedad.

Balanza analítica con capacidad para 200 g y aproximación de 0.1 mg.

PROCEDIMIENTO:**PESO CONSTANTE DE LAS CÁPSULAS**

- Colocar las cápsulas marcadas a 550 ± 50 °C por una hr.
- Obtener el peso constante de la cápsula vacía P_1

ANÁLISIS PARA SÓLIDOS TOTALES

- Transferir un volumen de la muestra a la cápsula pesada
- Llevar a casi sequedad en baño de agua, evitando proyecciones
- Pasar la muestra evaporada a un horno a $103 - 105$ °C por una hora como mínimo.
- Dejar enfriar a temperatura ambiente en el desecador
- Obtener el peso constante de la cápsula con la muestra (P_2)

$$\text{mg/l de STF} = \frac{(P_2 - P_1) 1000}{B}$$

ANÁLISIS PARA SÓLIDOS TOTALES FIJOS

- Una vez obtenido P_2 , pasar la cápsula al horno mufla a 550 ± 50 °C por 20 minutos
- Retirar, dejando enfriar al aire hasta que la mayor parte del calor se haya disipado
- Pasar a un desecador hasta que alcance la temperatura ambiente
- Obtener nuevamente el peso constante de la cápsula (P_3)

$$\text{mg/l de STF} = \frac{STT - ((P_2 - P_3) 1000 / B)}{STT - STV}$$

Donde:

STV = Sólidos totales volátiles

P_3 = Peso de la cápsula con muestra a 550 ± 50 °C en mg.

P_2 = Peso de la cápsula con muestra en mg.

P_1 = Peso de la cápsula vacía en mg.

B = Volumen de muestra tomada para el análisis en ml.

5.- SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES, VOLÁTILES, Fijos

(SST, SSV, SSF)

Este método es aplicable a todo tipo de muestra de agua, el rango práctico de aplicación es de 10 - 20 000 mg/l. En este método se determina únicamente - los sólidos suspendidos, llamados también "no filtrables".

Las posibles interferencias que se presentan son: altas concentraciones - de materiales higroscópicos como calcio, magnesio, cloruros o sulfatos, que requie - ren un tiempo más prolongado de secado y desecación, así como una rápida pesada.

EQUIPO Y MATERIAL

Además del material utilizado para la determinación de sólidos totales -- totales, se requiere de:

- Filtros estandar de fibra de vidrio circulares
- Crisoles Gooch de 25 a 40 ml de capacidad adecuados para el tamaño del filtro
- Adaptadores para crisoles Gooch
- Matraces Kitazato

PROCEDIMIENTO

Preparación de los filtros de fibra de vidrio

- Colocar los filtros en el fondo del crisol
- Colocar el crisol en el adaptador y matraz kitazato

- Aplicar el vacío y lavar con sucesivos volúmenes de 20 ml de agua destilada, continuando con el vacío hasta eliminar todas las trazas de agua.
- Colocar a 550 °C por una hora en la mufla
- Enfriar y guardar en el desecador hasta el momento de usarlo

ANÁLISIS PARA SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

- Pesar los crisoles necesarios para el análisis obteniendo el peso P_1
- Tomar el volumen adecuado de muestra y filtrar a través del crisol Gooch con vacío hasta eliminar todas las trazas de agua
- Colocar en el horno a 103 - 105 °C por una hora
- Retirar y dejar enfriar a temperatura ambiente en el desecador
- Obtener el peso constante del crisol con la muestra P_2

ANÁLISIS PARA SÓLIDOS SUSPENDIDOS FIJOS

- Una vez obtenido el peso P_2 , pasar el crisol al horno mufla a 550 ± 50 °C por 20 minutos
- Retirar dejando enfriar al aire hasta que la mayor parte del calor se haya disipado
- Pasar a un desecador hasta que alcance la temperatura ambiente
- Obtener nuevamente el peso constante del crisol P_3

CÁLCULOS

$$\text{mg/L de SST} = \frac{(P_2 - P_1) 1000}{B}$$

$$\text{mg/L de SSV} = (P_2 - P_1) 1000/B$$

$$\text{mg/l de SSF} = (P_3 - P_1) 1000/B$$

Donde:

P_1 = Peso del crisol vacío en mg.

P_2 = Peso del crisol con muestra en mg.

P_3 = Peso de la cápsula con muestra a 550 ± 50 °C en mg.

B = Volumen de muestra filtrada en ml.

6.- NITRÓGENO AMONÍACAL

Se puede recuperar el nitrógeno amoniacal libre cuando la mezcla en destilación se mantiene a un pH alrededor de 7.4. Como las aguas naturales presentan valores variables de pH y diferentes propiedades amortiguadoras, se agrega una solución amortiguadora de fosfato, para que la muestra se mantenga a un pH constante durante el proceso de destilación. Las huellas de amoniaco, características de las aguas relativamente no contaminadas, se recuperan en el destilado, libres, y se cuantifican por Nesslerización. En concentraciones superiores a 0.05 mg de nitrógeno amoniacal, es mejor practicar la absorción con ácido bórico.

La serie graduada de colores, del amarillo al café que se produce por la reacción de Nessler-amoniaco, se absorbe intensamente en un amplio campo de longitud de onda. El color amarillo, característico de las bajas concentraciones de nitrógeno amoniacal (0.02 - 0.25 mg por 50 ml de solución) se puede medir, con una sensibilidad aceptable, en la región de longitud de onda de 400 a 425 nm, cuando es posible un trayecto de luz de 1 cm; un trayecto de luz de 5 cm amplía las mediciones en la gama de 0.005 a 0.06 mg de nitrógeno. Los tonos café-rojizos, típicos de concentraciones de nitrógeno amoniacal en la vecindad de 0.5 mg, se pueden medir en la región de longitud de onda de 450 a 500 nm. Por lo tanto, para un instrumento determinado, una juiciosa selección del trayecto de luz y de la longitud de onda permite la determinación fotométrica de concentraciones de nitrógeno amoniacal dentro de un ámbito considerable. Se pueden experimentar desviaciones a la ley de Beer, cuando se usan fotómetros equipados con filtros de color de banda amplia. Por esta razón, la curva de calibración se debe preparar bajo condiciones idénticas a las que se adopten para las muestras.

Interferencias.

Se tiene una baja recuperación del amoníaco si el agua contiene más de -- 250 mg/lit de calcio, el calcio y la solución amortiguadora reaccionan, con precipitación de fosfato de calcio y desprendimiento de iones hidrógeno, que abaten el pH. Algunas aminas alifáticas y aromáticas, cloraminas orgánicas, acetona, aldehídos y alcoholes, además de otros compuestos orgánicos indefinidos, producen interferencias en la Nesslerización directa y se ha encontrado que, a veces, producen una coloración amarillenta o verdosa, o una turbiedad al agregar el reactivo de Nessler, a los destilados provenientes de muestras contaminadas de cloradas. El procedimiento de titulación también está sujeto a la interferencia de las aminas, porque el ácido valorado puede reaccionar con tales sustancias alcalinas; sin embargo, el procedimiento de titulación se encuentra libre de las interferencias que producen los compuestos orgánicos neutros. Se ha informado que el sulfuro produce una turbiedad después de la nesslerización, lo que se puede evitar agregando carbonato de plomo al matraz, antes de la destilación. Las sustancias volátiles, como el formaldehído, se pueden eliminar por ebullición a bajo pH, después de la cual la muestra se puede destilar y nesslerizar en la forma normal establecida.

Concentración mínima identificable

Un reactivo Nessler cuidadosamente preparado, puede responder en condiciones óptimas, a cantidades tan pequeñas como 0.001 de nitrógeno amoniacal en 50 ml de solución. Sin embargo, con frecuencia resulta errática la duplicación de resultados inferiores a 0.005 mg.

Aparatos

Aparato de destilación: un matraz de cristal de 800 - 2000 ml, conectado a un refrigerante vertical dispuesto en tal forma que el destilado caiga directamente en la cristalería receptora. Se puede emplear un aparato íntegro de cristal — pyrex o con refrigerante de estaño o aluminio.

Equipo colorimétrico

Se necesita uno de los siguientes:

- a) Espectrofotómetro, para usarse en 400 a 450 m μ , con un trayecto de luz de 1 cm., o mayor
- b) Fotómetro de filtro, con un trayecto de luz de 1 cm o mayor equipado con un filtro violeta que tenga su transmitancia máxima a 400 o 425 m μ
- c) Tubos de Nessler, pareados, de 50 ml, forma alta.

Reactivos

De preferencia las soluciones se deben conservar en cristalería pyrex.

Agua exenta de amoníaco: el agua exenta de amoníaco se puede obtener por procedimientos de destilación o de permutación iónica.

- a) Destilación: Se pueden eliminar las huellas del amoníaco en el agua destilada por la adición de suficiente agua de bromo o de cloro, para producir un halógeno libre residual de 2 - 5 mg/lit. Después de reposar cuando menos una hora, y de preferencia durante la noche.
- b) Permutación iónica: La eliminación del amoníaco aislado se puede lograr por un permutador catiónico. Para muchos trabajos se puede lograr una agua satisfactoria agitando 4 lt de agua destilada con 10 g de un permutador catiónico fuerte, o bien pasando el agua destilada a través de una columna de tal permutador iónico.

Cuando es importante producir un agua de alta pureza, libre de huellas de

iones comunes, y, por tanto, adecuada para propósitos múltiples en otras determinaciones, el método preparatorio más conveniente consiste en pasar, lentamente, agua destilada a través de una columna de tubo de cristal, de 25 cm (de 12 a 25 mm de diámetro), previamente cargada con dos partes en volumen de una resina de permutación aniónica fuertemente básica, en la forma de oxhidrilo, y una parte en volumen de una resina de permutación catiónica fuertemente ácida, en el ciclo de hidrógeno. Se deben usar resinas de permutación iónica de una calidad adecuada para trabajos analíticos. El testigo de reactivo que se obtenga por destilación de agua "exenta de amoníaco" preparada por el procedimiento de permutación, puede tener un contenido de nitrógeno amoniacal que se aproxime a 0.01 mg/lit. Aunque las resinas se pueden usar repetidas veces, se debe examinar su efluente, para precaverse contra su posible agotamiento, y en consecuencia, contra el desprendimiento de amoníaco al agua "exenta de amoníaco".

Las huellas de magnesio de algunas aguas destiladas pueden producir cierta nebulosidad después de la nesslerización; ésta se puede evitar por la aplicación de 1 o 2 gotas de solución de EDTA.

Solución amortiguadora de fosfato pH 7.4: se disuelven 14.3 g de fosfato de potasio monobásico anhidro, K_2HPO_4 , y 68.8 g de fosfato de potasio dibásico anhidro, K_2HPO_4 , y se diluye a 1 lit con agua destilada exenta de amoníaco. Se debe verificar una determinación testigo, para comprobar el contenido de amoníaco de esta solución amortiguadora.

Solución de ácido bórico: se disuelven 20 g de ácido bórico, H_3BO_3 , anhidro, en agua exenta de amoníaco y se diluye a 1 lit.

Solución madre de cloruro de amonio: se disuelven 4.816 g de cloruro de amonio anhidro NH_4Cl , en agua destilada exenta de amoniaco y se diluyen a un litro.
 1 ml = 1.00 g de N_2 = 1.22 mg de NH_3 .

Solución patrón de cloruro de amonio: se diluyen 10.00 ml de la solución madre de cloruro de amonio a un litro con agua destilada exenta de amoniaco: ---
 1 ml = 0.0100 mg de N = 0.0122 mg de NH_3 .

Agente neutralizador:

a) Solución de hidróxido de sodio 1 N

Se disuelven 40 g de NaOH en agua exenta de amoniaco y se diluye a un litro.

b) Solución de ácido sulfúrico, 1 N

Se agregan cuidadosamente, 28 ml de H_2SO_4 conc. a 500 ml de agua exenta de amoniaco y se diluye a un litro.

Agente decolorador

Es satisfactorio cualquiera de los reactivos siguientes de los cuales 1 ml neutraliza a 1 mg/l de cloro residual en 500 ml de muestra. Las soluciones de tiosulfato y de sulfito son inestables y se deben preparar el día que se van a usar:

a) Solución de tiosulfato de sodio 1/70 N: se disuelven 3.5 g de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en agua exenta de amoniaco y se diluye a un lt.

b) Solución de metarsenito de sodio 1/70 N: se disuelve 1 g de NaAsO_2 en agua exenta de amoniaco y se diluye a 1 lt. (Precaución tóxica; se debe evitar su ingestión).

c) Solución de óxido de fenilarsina 1/70 N: se disuelve 1.2 g de óxido de fenilarsina, C_6H_5AsO , en 200 ml de NaOH 0.3 N filtrándose, si es necesario, y diluyendo a un litro con agua exenta de amoníaco (Precaución tóxica; se debe evitar su ingestión)

Reactivo de Nessler: se disuelven 100 g de yoduro mercúrico anhidro, HgI_2 , 70 g de yoduro de potasio anhidro, KI, en un pequeño volumen de agua exenta de amoníaco, esta mezcla se agrega lentamente, con agitación, a una solución fría de 160 g de hidróxido de sodio en 500 ml de agua exenta de amoníaco, diluyéndose a un litro con la misma agua. En las condiciones normales de laboratorio, conservando en cristalería pyrex y preservado de la luz solar, este reactivo es estable por periodos hasta de un año. El reactivo debe producir el color característico con 0.1 mg/litro de nitrógeno amoniacal dentro de los diez minutos después de su adición y no debe producir un precipitado. (Precaución: Tóxico; se debe evitar su ingestión).

Solución de color permanente:

- a) Cloroplatinato de potasio: se disuelven 2.0 g de K_2PtCl_6 en 300 ml de agua destilada, se agregan 100 ml de HCl conc. y se diluye a un litro.
- b) Cloruro cobaltoso: se disuelven 12.0 g de $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ en 200 ml de agua destilada, se agregan 100 ml de HCl y se diluye a un litro.

Procedimiento

Se deben seguir los siguientes pasos, sin ninguna demora entre ellos:

lleva a una velocidad de 50 ml, o mayores, hasta que el destilado se encuentre libre de amoníaco. Como recipientes para los destilados, en concentraciones inferiores a 0.05 mg de nitrógeno, se pueden emplear tubos de Nessler de 50 ml o matraces alonados.

Absorción del amoníaco: cuando el contenido de nitrógeno amoniacal excede a 0.05 mg, se absorbe el destilado bajo la superficie de 50 ml de solución de ácido bórico. Se usan porciones adicionales de 50 ml de solución de ácido bórico por cada miligramo de nitrógeno amoniacal en el destilado. Se recogen cuando menos — 300 ml de destilado; se separa el matraz receptor del destilado de la descarga del refrigerante y se continúa la destilación por uno o dos minutos más para lavar el refrigerante.

Reacción colorimétrica: se agregan 1.0 ml del reactivo de Nessler a cada porción de 50.0 ml con agua destilada exenta de amoníaco. Se mezcla bien, tapando los tubos Nessler o los matraces con tapones de caucho limpios (que se han enjuagado con agua destilada exenta de amoníaco) e invirtiendo los tubos por seis veces, — cuando menos, para lograr su mezcla completa.

Se mantienen las mismas condiciones experimentales de temperatura y tiempo de la reacción para las muestras, los patrones y los testigos. Se deja reposar por 10 minutos después de la adición del reactivo y se compara el color desarrollado en las porciones del destilado con los de los patrones. Se puede usar un período de contacto de 30 minutos, si es muy bajo el contenido de nitrógeno amoniacal, pero en este caso se deben preparar patrones y testigos para el mismo período de — contacto. La medición del color se verifica fotométricamente o visualmente.

Medición fotométrica: se mide la absorbancia o la transmitancia en un espectrofotómetro o en un fotómetro de filtro. La curva de calibración se debe preparar bajo las mismas condiciones de temperatura y de tiempo de reacción que se apliquen a las muestras. Las lecturas de transmitancia se deben verificar contra un testigo de reactivo y las curvas se deben comprobar, con frecuencia, con patrones de amoníaco, de preferencia dentro del ámbito de las muestras. Con cada nueva preparación de reactivos Nessler se deben determinar las curvas de calibración.

Comparación visual: se comparan los colores producidos en las muestras contra los patrones de amoníaco. Se pueden usar patrones temporales o permanentes, según se indica a continuación:

a) *Patrones temporales:* se puede preparar una serie de patrones visuales en tubos de Nessler, diluyendo a 50 ml con agua exenta de amoníaco con los siguientes volúmenes de solución patrón de cloruro de amonio: 0.0, 0.2, 0.4, 0.7, 1.0, 1.4, 1.7, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 5.0 y 6.0 ml. Se nesslerizan los patrones y las porciones de Nessler a cada tubo y mezclando bien.

b) *Patrones permanentes:* en tubos Nessler de 50 ml se miden los volúmenes de las soluciones de cloroplatinato de potasio y cloruro cobaltoso se diluyen hasta el aforo y se mezclan bien.

Los valores que se muestran en la siguiente tabla son aproximados, los equivalentes reales de los patrones que se preparen así pueden diferir con la calidad del reactivo de Nessler, la clase usual de iluminación y la sensibilidad al co

lor del ojo del analizador; es conveniente compararlos con patrones temporales -- nesslerizados, modificando las porciones en la forma necesaria; estas comparaciones se deben repetir cada vez que se prepare nuevo reactivo de Nessler. Estos patrones pueden servir por muchos meses, si se protegen del polvo. La comparación de los mismos se puede verificar a los 10 o a los 30 minutos después de la nesslerización, dependiendo del tiempo de reacción que se haya aplicado a los patrones de amoníaco nesslerizados con los que se compararon.

Tabla No 6.1 PREPARACION DE LOS PATRONES PERNANENTES DE COLOR PARA LA DETERMINACION POR COMPARACION VISUAL DEL NITROGENO AMONIAICAL

VALOR EN NITROGENO AMONIAICAL (ug)	VOLUMEN APROXIMADO DE LA SOLUCION DE PLATINO (ml)	VOLUMEN APROXIMADO DE LA SOLUCION COBALTO (ml)
0.000	1.2	0.0
0.002	2.8	0.0
0.004	4.7	0.1
0.007	5.9	0.2
0.010	7.7	0.5
0.014	9.9	1.1
0.017	11.4	1.7
0.020	12.7	2.2
0.025	15.0	3.3
0.030	17.3	4.5
0.035	19.0	5.7
0.040	19.7	7.1
0.045	19.9	8.7
0.050	20.0	10.4
0.060	20.0	15.0

Cálculo

Antes de calcular el valor final del nitrógeno, se debe deducir la cantidad de nitrógeno contenida en el volumen de agua exenta de amoníaco, que se haya usado para diluir la muestra original.

También se debe deducir el valor del testigo de reactivo, por el volumen de la solución amortiguadora de fosfato que se haya usado con la muestra.

El total de nitrógeno amoniacal, en el volumen original de la muestra -- que se tome para la titulación, es igual a la suma de los nitrógenos amoniacales -- cuantificados en cada porción separada del destilado. Si los destilados se combinan y se toma una porción alícuota se multiplica por la relación (R) del destilado total (incluyendo el ácido bórico) a la porción alícuota:

$$\text{mg/lit de N amoniacal} = \frac{\text{mg de N amoniacal} \times 1000 \times R}{\text{ml de muestra}}$$

Se pueden calcular los valores de NH_3 libre o del radical NH_4 multiplicando los resultados del nitrógeno amoniacal por los factores 1.216 y 1.288 respectivamente.

Precisión y exactitud

Como el contenido de amoníaco del agua exenta de amoníaco más la de la solución amortiguadora de fosfato se puede aproximar, o aún exceder ligeramente, a 0.01 mg/lit, dependiendo de la pureza de los reactivos y de la excelencia de la técnica experimental, lo indicado es que, cuando las muestras sólo contienen huellas de amoníaco, los valores de N se reporten sólo a la segunda cifra decimal.

Cuando se usen muestras de 500 ml, se puede lograr la precisión de $\frac{1}{5}$ por 100 del valor del nitrógeno, con una poca de práctica y aplicando métodos fotométricos.

Cuando se requiere algo mejor que una exactitud media en la determinación del amoníaco (ésto es, variaciones inferiores a ± 10 por 100 del verdadero valor) — se recomienda que la curva de calibración fotométrica se prepare llevando los patrones de nitrógeno amoniacal a través de todos los pasos analíticos, incluyendo la — destilación. Con tal proceder se compensan las deficiencias en la recuperación — del nitrógeno, que pueden ser peculiares al procedimiento de destilación y a la — técnica que se aplique.

El nitrógeno se puede determinar fotométricamente con menos de ± 5 por — 100 del valor del nitrógeno.

7.- FOSFATO

Método colorimétrico, con ácido amino-naftol-sulfónico para ortofosfatos

PRINCIPIO

En una solución diluida de fosfatos, el molibdato de amonio reacciona en un medio ácido para formar un ácido complejo, ácido fosfomolibdico, que se reduce a un complejo intensamente colorido, un azul de molibdeno, por combinación con amino-naftol-sulfónico y los sulfitos reductores.

INTERFERENCIA

No se deben encontrar ni el arsénico ni el germanio. Los sulfuros se deben eliminar por oxidación, usándose para este propósito el agua saturada de bromo. El contenido de hierro soluble no debe exceder, en la porción que se tome para análisis, de 0.1 mg. El titanio, la lignina y el cromo hexavalente (en las concentraciones que normalmente se encuentran) sólo producen un error de significación cuando el contenido de fósforo es inferior a 1 mg/lt. Los silicatos solubles no interfieren, aún en concentraciones de 100 mg/lt de SiO_2 . La presencia de grandes cantidades de polifosfatos en las aguas puede inducir a valores de ortofosfatos ligeramente elevados aunque no es probable, en ningún caso, que este error exceda de 0.1 mg/lt. Se puede llegar a resultados deficientes cuando se analizan fosfatos en aguas altamente salinas, como salmueras; en tales casos se puede ocurrir bien sea a tomar lecturas de diluciones sucesivas, hasta que esencialmente coincidan dos de esas soluciones, o bien se puede aplicar el método de cloruro estannoso con extracción.

CONCENTRACION MINIMA DETERMINABLE

La concentración mínima determinable (aquella concentración que produce una transmitancia del 1 por 100 sobre la desviación normal posible en las lecturas a concentración cero), usando un espectrofotómetro (690 m μ) con celdas de 10 cm, es alrededor de 0.02 mg/lit. La sensibilidad del método, medida al 50 por 100 de transmitancia, bajo las mismas condiciones anteriores, es alrededor de 0.022 mg/lit por cada 1 por 100 de variación en la transmitancia.

APARATOS

Cristalería lavada con ácido: ésto puede ser de gran importancia, en particular cuando se determinan bajas concentraciones de fosfatos. Es común la contaminación con fosfatos, debida a la formación de películas delgadas o a la adsorción sobre películas de óxido de hierro depositadas en la cristalería. Se debe evitar el uso de los detergentes comerciales comunes, que contienen fosfatos. La cristalería se debe limpiar con HCl diluido caliente y enjuagar bien con agua destilada.

EQUIPO COLORIMETRICO

Normalmente no se recomienda la comparación visual en tubos de Nessler, por la dificultad para satisfacer los requisitos de tiempo que conduzcan a resultados exactos, se requiere uno de los siguientes:

- a) Espectrofotómetro, para usarse aproximadamente a 690 m μ . El sistema

de color obedece la Ley de Beer a 650 m μ , con cierta disminución en su sensibilidad, para el caso de que el instrumento disponible no se pueda operar al valor óptimo de la longitud de onda. Se obtienen resultados satisfactorios con un trayecto de luz de 0.5 cm, o mayor.

- b) Fotómetro de filtro, provisto de un filtro rojo que tenga su transmitancia máxima en las longitudes de onda de 600 - 750 m μ . Se obtienen resultados satisfactorios con un trayecto de luz de 0.5 cm, o mayor.

EQUIPO DE FILTRACION

Se necesita uno de los siguientes:

- a) Crisol Gooch, de 30 ml de capacidad, con capa de asbesto.
- b) Papel: lavado en ácido, sin cenizas, de acabado duro suficientemente retentivo para precipitados finos.
- c) Crisol: de fondo poroso, bien sea de sílice, cristal, porcelana, acero inoxidable o alundum, con poros de tamaño de 5 micras.
- d) Membranas de filtración.
- e) Bujas-filtros de diatomeas, con poros de tamaño máximo de 5 micras.

REACTIVOS

Indicador de fenolftaleína: se disuelven 5 g de fenolftaleína en 500 ml de alcohol etílico o isopropílico al 95 por 100 y se agregan 500 ml de agua destilada. A continuación se agrega NaOH 0.02 N, a gotas, hasta una muy ligera coloración rosa.

Solución ácido concentrada: se vierten lentamente 300 ml de H_2SO_4 conc. a unos 600 ml de agua destilada. Se enfría la solución, se agregan 4.0 ml de HNO_3 conc. y se diluye a 1 lt.

Solución ácido concentrada de molibdato de amonio: se disuelven 37.4 g de $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4 H_2O$ en unos 200 ml de agua destilada. Se agregan cuidadosamente 252 ml de H_2SO_4 conc. a 400 ml de agua destilada. Se enfría esta solución, se agregan 3.4 ml de HNO_3 conc; se agrega la solución de molibdato y, finalmente, se diluye a un litro.

Solución de ácido amino-naftol-sulfónico: se pesan separadamente 0.75 g de ácido 1-amino-2-naftol-4-sulfónico (sólo se debe usar un polvo de color rosa pálido); 42 g de sulfito de sodio anhidro, Na_2SO_3 y 70 g de metabisulfito de sodio anhidro (llamado también piro-sulfito de sodio) $Na_2S_2O_5$ en polvo, en un mortero seco y limpio. Se disuelven las sales remanentes en unos 900 ml de agua destilada y en esta mezcla se disuelven el ácido sulfónico finamente triturado; finalmente se diluye a un litro. Se conserva en frascos ámbar de tapón esmerilado, a una temperatura que no exceda de 30 °C. Esta solución se puede declonar ligeramente con el tiempo; sin embargo, si no se contamina, puede dar resultados satisfactorios hasta por cuatro meses o más. Para trabajos más precisos se desecha la solución cuando las pruebas con los patrones presentan una desviación de calibración del 2 por 100 de la concentración.

Solución madre de fosfatos: se disuelven en agua destilada 0.7165 g de ortofosfato monopotásico, KH_2PO_4 , previamente secado en estufa a 105 °C; la solución se diluye a 1000 ml; 1.00 ml = 0.500 mg de PO_4 .

Solución patrón de fosfato: se diluyen 100.0 ml de la solución madre de fosfato a 1000 ml, con agua destilada.

Esta solución contiene 0.050 mg de fosfato por 1.00 ml

PROCEDIMIENTO

Si se ha presentado la precipitación durante el transporte de la muestra, se mezcla bien y se filtra una porción de la misma, y procurando evitar su contaminación. Si se va a determinar la concentración de polifosfatos, se recogen hasta 200 ml de filtrado. Se conserva la muestra filtrada y sin filtrar para aplicar el método para convertir polifosfatos a ortofosfatos, por calentamiento con ácido.

Si el pH de la muestra es menor de 4 se diluyen 50 ml a 100 ml en un matraz aforado, con agua destilada, y se mezcla bien; en los pasos siguientes se usa esta muestra diluida. Si el pH es mayor de 10, se agrega una gota de indicador de fenolftaleína a una muestra de 50 ml, y antes de diluir a 100 ml, se agrega suficiente solución ácido concentrada para hacer desaparecer el color. (Es también -- útil tal dilución cuando se tienen concentraciones mayores de 30 mg/lit. Cuando se hacen las diluciones, se debe interpretar correctamente el término "ml de muestra" en los cálculos. Por ejemplo: cuando se han diluido 50.0 ml de la muestra original a 100 ml para el ajuste del pH, el valor de "ml de muestra" en el cálculo es - 25, no 50, aunque se hayan usado 50.0 ml de la muestra diluida en los pasos analíticos siguientes).

Se pipeteen 50.0 ml de la muestra filtrada o clara, que no contenga más

de 1.5 mg (30 mg/lit) de PO_4 , en un matraz erlenmeyer de 125 ml, limpio y seco. Se agregan 2.0 ml de la solución ácido-molibdato y se mezcla por rotación. Se agregan 2.0 ml del reactivo de ácido-sulfónico y se mezcla de nuevo. Como la velocidad e intensidad del desarrollo del color dependen de la temperatura, los reactivos, patrones y muestras se deben encontrar a la misma temperatura (20 - 30 °C)

Exactamente después de 5 minutos, se mide fotométricamente el color, ajustando el instrumento a 100 por 100 de transmitancia con el testigo adecuado. Los trayectos de luz adecuados para las diversas concentraciones de fosfato son como sigue:

Ambito aproximado de PO_4 . mg/lit	Trayecto de la luz en cm
5 - 30	0.5
0.5 - 6	2
0.05 - 1	10

La interferencia atribuible al color o a la turbiedad, que no se elimine por filtración, lo mismo que la atribuible a cromato, se reduce mucho o se anula - preparando el testigo para la muestra exactamente en la misma forma, con la excepción de substituir la solución de molibdato por la solución ácido concentrada.

Cuando no se tienen tales interferencias se puede usar el agua destilada, tratada en la misma forma con la solución ácido concentrada y el ácido sulfónico. Se puede usar el mismo testigo de agua destilada para cualquier número de muestras libres de interferencias.

Se estima el peso del ortofosfato en la muestra tomada por medio de la -

curva de calibración. Se obtiene esta curva localizando, en papel semilogarítmico, las lecturas de transmitancia de un número apropiado de patrones de ortofosfato, - las que deben formar una línea recta. (La línea puede no pasar por el 100 por 100 de transmitancia a concentración cero de PO_4 , pero, por lo general, se encuentra entre 98 y 100, dependiendo del instrumento que se use). Se debe comprobar, cuando menos, un patrón con cada serie de muestras, o bien en cada uno de los días en que se verifiquen estos ensayos.

Cálculo

$$\text{mg/lit de } \text{PO}_4 = \frac{\text{mg de } \text{PO}_4 \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

8.- CLORO RESIDUAL

Método Yodométrico

El cloro libera yodo libre de las soluciones de yoduro de potasio que — contengan un pH de 8 o menos. El yodo liberado se titula con una solución valorada de tiosulfato de sodio, usando como indicador la solución de almidón. De preferencia, la reacción se debe verificar a valores de pH entre 3 y 4. Para su aplicación a las aguas negras, se vierte el contenido del vial porque se titula con yodo — valorado el remanente del agente reductor agregado a la muestra, en lugar de que — se titule directamente el yodo liberado. Haciendo caso omiso del medio de identificación del vial este procedimiento es necesario para evitar, en cualquier momento, el contacto de toda la concentración del yodo liberado con el agua negra.

INTERFERENCIA

Se pueden disminuir las interferencias que provocan el magnesio, el hierro y el nitrito, por la amortiguación a un pH de 4.0, antes de la adición de KI. Con un contenido desusadamente alto de materia orgánica se puede tener cierta incertidumbre en el vial. Esta incertidumbre se disminuye y simultáneamente se aumenta la precisión por una amortiguación a un pH inferior a 4.0, aún bajando hasta un pH de 3.0 por acidulación siempre que definitivamente no haya magnesio, hierro y nitrito.

APARATOS

Aparato indicador de vial: este aparato consiste en una celda conectada a un microamperímetro, con los accesorios eléctricos necesarios. La celda está —

constituida por un electrodo de un metal noble, de suficiente área superficial, un puente de sal para proporcionar la conexión eléctrica sin difusión del electrolito y un electrodo de referencia, de plata-cloruro de plata, en una solución saturada de cloruro de sodio, conectado al circuito por medio de un puente de sal. Es importante que el electrodo de metal noble se conserve libre de depósitos y de materias extrañas similares; no llega a ser necesario la limpieza química, basta ocasionalmente una limpieza mecánica con un abrasivo adecuado. El puente de sal se debe conservar en condiciones adecuadas de operación, lo que significa que ni debe taparse u obstruírse, ni debe dejar pasar una cantidad apreciable de electrolito. — Es importante que la solución que rodea al electrodo de referencia se mantenga libre de contaminación y con una composición constante, lo que se logra manteniendo suficiente cantidad de sal sin disolver en todo momento.

Agitador: diseñado para permitir el mayor grado posible la agitación en la superficie del electrodo de metal noble, para que tenga la sensibilidad adecuada.

El agitador debe limpiarse bien para eliminar todos los contaminantes que consuman cloro. Esto se logra por inmersión del agitador en agua que contenga 1-2 mg/lit de cloro disponible y después enjuagando con agua de demanda nula de cloro.

Bomba: se puede lograr una forma muy conveniente de bomba con una pipeta de 1 ml, graduada a 0.01 ml, cuya descarga se conecta a un tubo finamente empastado, por medio de un tubo de plásticos adecuado. Sierven como válvulas unas perlas de vidrio inactivas en el tubo de plásticos.

Antes de usarse, toda la cristalería se debe someter a la acción de un -

agua que contenga cuando menos, 10 mg/lt de cloro, por un periodo de 3 o más horas, enjuagándose posteriormente con agua de demanda nula de cloro.

REACTIVOS

Solución valorada de óxido de fenilarsina 0.00564 N: se disuelven aproximadamente 0.8 g de óxido de fenilarsina en polvo, en 150 ml de solución de NaOH — 0.3N. Después de sedimentarla, se decantan 110 ml de esta solución en 800 ml de agua destilada y se mezcla perfectamente. Se lleva esta solución pH 6-7 con solución de HCl conc. y finalmente, se diluye a un litro.

Titulación: se miden, con exactitud, 5 - 10 ml de solución de yodo — 0.0282N, recién titulada, en un matraz y se agrega 1 ml de solución de KI. Se titula la solución de óxido de fenilarsina con indicador de solución de almidón. Se ajusta al título exacto 0.00564N y se retitula con la solución valorada de yodo — 1 ml = 0.200 mg de cloro disponible (Precaución: Tóxico; se debe evitar su ingestión).

Solución valorada de tiosulfato de sodio, 0.1 N. Se disuelven, cuando menos, 25 g de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en un litro de agua destilada recién hervida. Se puede evitar la descomposición bacteriana por la adición de 5 ml de cloroformo o de 1 g de NaOH por litro. Se enveje para no menos de 2 semanas, antes de su titulación.

Titulación: a 80 ml de agua destilada se agregan, con agitación constante: 1 ml de H_2SO_4 conc; 10 ml de solución de bicromato de potasio 0.1 N, que contiene 4.904 g/lt de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, o 10 ml de solución de biyodato de potasio 0.1 N, que

contiene 3.249 g/l de KH_2IO_3 ; y 15 ml de solución de KI. Se deja reposar por 6 minutos en la penumbra, a la temperatura ambiente, y se diluye a 400 ml si se usa $K_2Cr_2O_7$, o a 200 ml si se usa biyodato.

Se titula el yodo liberado con la solución de tiosulfato a valorar, agregando la solución de almidón hacia el fin de la titulación. Si las soluciones que se comparan son de igual concentración, se deben consumir exactamente 10.0 ml de la solución de tiosulfato.

Solución valorada de tiosulfato de sodio 0.00564 N. Es preparada por dilución de tiosulfato de sodio 0.1 N. Se mejora la estabilidad del tiosulfato 0.00564 N si se prepara diluyendo una solución añeja, obtenida como se indica en la sección precedente, con agua destilada recién hervida (se usa agua hervida porque la acción bacteriana descompone al tiosulfato 0.00564 N) Se aumenta mucho la estabilidad del tiosulfato por la adición de 0.4 g de NaOH por litro.

Para muchos trabajos exactos, esta solución se debe titular el día que se vaya a usar, siguiendo las instrucciones del párrafo anterior, empleando $K_2Cr_2O_7$ 0.00564 N, si así se desea. Es recomendable el uso de una bureta automática, en la que el hule no quede en contacto con la solución: 1:00 ml = 0.200 mg de cloro disponible.

Solución de yodato de potasio: se diluyen 50 g de KI, exento de yodo y yodato, en un litro de agua destilada, recién hervida y enfriada.

Solución amortiguadora de acetato, pH 4.0; se disuelven 146 g de $\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ anhidro, o 243 g de $\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, en 400 ml de agua destilada, se agregan 480 g de ácido acético glacial y se diluye a un litro con agua destilada.

Solución valorada de arsenito, 0.1 N: se pesa, con exactitud, un pesafiltro cubierto que contenga aproximadamente, 4.95 g de trióxido de arsénico, As_2O_3 , el que se pasa sin pérdida a un matraz aforado de un litro, volviéndose a pesar con exactitud; no se recomienda que se desprenda con la brocha cualquier partícula de óxido adherida al pesafiltro. Se humedece el As_2O_3 con agua, se agregan 15 g de NaOH y 100 ml de agua destilada y se da al matraz un movimiento de rotación hasta lograr la dilución del As_2O_3 . Se diluye hasta 250 ml, con agua destilada, y se satura la solución con CO_2 para convertir todo el NaOH a bicarbonato de sodio. Por último, se diluye hasta el aforo, se tapa el matraz y se agita perfectamente. La solución preparada de esta forma conserva su título en forma casi indefinida. (Precaución: Tóxico; se debe evitar su ingestión).

$$\text{Normalidad} = \frac{\text{g de } \text{As}_2\text{O}_3}{49.455}$$

Solución valorada de yodo, 0.1 N: se disuelven 40 g de KI en 25 ml de agua destilada y se agregan, a continuación 13 g de yodo resublimado, agitándose hasta disolución. Se vierte a un matraz aforado de un litro y se diluye hasta el aforo.

Titulación: se miden en un matraz, con toda exactitud, 40 a 50 ml de la solución de arsenito de sodio 0.1 N y se titulan con la solución de yodo 0.1 N, usando almidón como indicador. Para obtener resultados exactos es absolutamente -

necesario que al finalizar la titulación, la solución se encuentre saturada de CO_2 para lo cual, antes de alcanzar el vir, se puede hacer pasar una corriente de CO_2 por unos minutos, o bien se agregan unas cuantas gotas de HCl que liberen suficiente CO_2 para saturar la solución.

Solución valorada de yodo, 0.0282 N: en un matraz aforado se disuelven 25 g de KI en un poco de agua, se agrega a continuación la cantidad necesaria de la solución de yodo 0.1 N, exactamente titulada, para lograr una solución 0.0282N y finalmente, se diluye a un litro. Para trabajos de precisión esta solución se debe retitular el día que se vaya a usar, como se explicó en el párrafo anterior, empleando de 5 a 10 ml de solución valorada de arsenito de sodio 0.1 N.

Almacenamiento: la solución se conserva en un frasco ámbar, teniendo cuidado de protegerla, en todo momento, contra la luz solar directa y de mantenerla fuera de contacto con el caucho.

Solución de almidón: en un mortero se trituran 5g de almidón con un poco de agua fría, hasta formar una pasta fluida, que se vierte en un litro de agua destilada hirviendo, agitándose y dejándose reposar por una noche. Se emplea el líquido claro sobrenadante, que se puede preservar con 1.25 g de ácido salicílico o 4 g de cloruro de cinc por litro.

PROCEDIMIENTO

Viré amperométrico:

a) Volumen de muestra: para concentraciones de cloro residual de 10 mg/litro o menos, se sugiere que se titulem 200 ml de muestra; para concentraciones de cloro

no residual superiores a esa cifra se usan volúmenes de muestra proporcionalmente menores. Es preferible que se use una muestra de un volumen tal que no consuma más de la solución de óxido de fenilarsina.

b) Preparación de la titulación: en un vaso que sea apropiado para usar se con el aparato, se agregan 5.0 ml de solución de óxido de fenilarsina 0.00564 N o 5.0 ml de solución de tiosulfato 0.00564 N, 1 ml de solución de KI y 4 ml de solución amortiguadora de acetato (o la cantidad suficiente para reducir el pH a un valor entre 3.5 y 4.2). Se agregan 200 ml de muestra y se mezcla bien. Como cada ml del reactivo de óxido de fenilarsina que consume la muestra de 200 ml representa 1 mg/lit de cloro disponible, serán suficientes 5 ml de solución del reactivo para concentraciones de cloro residual de 5 a 10 mg/lit se necesitan 10 ml de la solución del reactivo. Es importante mantener la relación de 0.5 ml de solución de KI por cada 100 ml de la solución por titular.

Se sugiere el siguiente método posible de dilución: en un vaso o probeta se agregan 10.0 ml de solución del reactivo, 1 ml de solución de KI y 4 ml de solución de acetato, o el volumen suficiente para reducir el pH entre 3.5 y 4.2. Se diluye a 100 ml con agua destilada, y a continuación, se agregan 100 ml de la muestra en la que se va a cuantificar el cloro residual.

Titulación: se agrega la solución de yodo 0.0282 N, en pequeñas porciones, por medio de una pipeta de 1 ml o de una bureta de 1 ml. Al irse agregando el yodo a la muestra, la aguja se mantiene prácticamente estacionaria hasta que se acerca el vire. Apenas antes del verdadero vire, cada porción de yodo produce una deflexión temporal del microamperímetro, pero la aguja vuelve a su estado original.

Se alcanza el verdadero *vine*, cuando una pequeña porción de la solución de yodo — produce una deflexión definida de la aguja hacia valores elevados de la escala y — la aguja no regresa inmediatamente a su posición original. Se registra el volumen de solución de yodo consumido para alcanzar el *vine*.

Vine almidón - yoduro

a) Volumen de muestra: el volumen de muestra que se tome para titulación está regulado por la concentración del cloro en la muestra. Se sugiere que, para concentraciones de cloro residual de 10 mg/lit o menos, se titulen 200 ml de muestra y que, para mayores concentraciones de cloro residual, se toman volúmenes proporcionalmente menores.

b) Titulación: en un matraz o cápsula de porcelana blanca se pipetea — 5.00 ml de solución de óxido de fenilarsina 0.00564 N o de tiosulfato de sodio — 0.00564 N. Se agrega 1 ml de solución de KI y 4 ml de solución amortiguadora de acetato, o el volumen suficiente para reducir el pH de la muestra a valores entre 3.5 y 4.2. Se agrega la mezcla y se muestra con un agitador. Justamente antes de la titulación con el yodo 0.0282 N, se agrega 1 ml de la solución de almidón, por cada 200 ml de muestra. Se titula a la primera aparición del color azul que persista después de la agitación de la muestra. Como cada ml de la solución de reactivo 0.00564 N que se consume para una muestra de 200 ml representa 1 mg/lit de cloro disponible, serán suficientes 5 ml de reactivo para concentraciones de cloro residual hasta de 5 mg/lit. Para concentraciones de cloro residual entre 5 y 10 mg/lit, se necesitan 10 ml de la solución de reactivo. Es importante mantener la relación de 0.5 ml de solución de KI por cada 100 ml de la solución por titular.

$$\text{Cálculo: } \text{mg/lit de Cl} = \frac{\text{ml del reactivo} \times 0.00564 \text{ N} - \text{ml de yodo} \times 0.0282 \text{ N} \times 5}{\text{ml de muestra} \times 20}$$

9.- DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

PRINCIPIO

Muchos tipos de materia orgánica se destruyen por la mezcla en ebullición de ácido crómico y sulfúrico. Se somete a reflujo una muestra con cantidades conocidas de bicromato de potasio y de ácido sulfúrico, y el exceso de bicromato se titula con sulfato ferroso amoniacal. La cantidad de materia orgánica oxidable es proporcional al bicromato de potasio que se consume.

Muestreo: Ver Tabla N° 3.2 Preservación y Muestreo de Agua.

APLICABILIDAD

- Límite de concentración: de 50 a 1000 mg/lit de DQO
- Pretratamiento: ninguno
- Interferencias: parafinas, hidrocarburos, aromáticos y piridina no son oxidados considerablemente. Cloruros interfieren pero pueden ser removidos.
- Tiempo de análisis: 4 horas
- Cantidad de muestra: 50 ml

MATERIAL

- Refrigerantes de Liebig de 30 cm 24/40
- Matraces de 500 ml

- Bureta de 50 ml
- Perlas de vidrio

REACTIVOS

- Dicromato de potasio 0.25 N
Disuelva 12.25 g de $K_2Cr_2O_7$ secado a 103 °C durante 2 horas en 100 ml de agua.
- Reactivo de ácido sulfúrico: disuelva 22 g de sulfato de plata en 4 Kg de H_2SO_4 conc. (Tarda 2 días en disolverse)
- Solución de sulfato ferroso amónico 0.01 N: disuelva 3.42 g de $Fe(NH_4)_2 \cdot 6H_2O$ en 100 ml de agua destilada, agregue 20 ml de agua destilada, — agregue 20 ml de H_2SO_4 conc. y alore a 1000 ml, valone cada vez que se use, contra la solución de $K_2Cr_2O_7$.
- Indicador de ferroín: disuelva 1.485 g de 1 - 10 ferantrolina monohidratada, junto con 0.695 g de sulfato ferroso ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) y diluya a 100 ml.
- Sulfato mercúrico G.R.

EQUIPO

Parrilla

PROCEDIMIENTO

Ponga 50 ml de la muestra en el matraz de reflujo, agregue 1 g de H_2SO_4 , algunas perlas de vidrio y 5 ml de reactivo de H_2SO_4 enfriando con agua, —

agregue lentamente el ácido agitando hasta que se disuelva el $HgSO_4$, agregue — 25.0 ml de la solución de dicromato de potasio, ponga el refrigerante y agregue — 70 ml de reactivo de H_2SO_4 por la boca del refrigerante, mezcle y refluje la muestra durante 2 horas. Enfríe y lave el interior del condensador con agua destilada. Diluya al doble aproximadamente con agua y titule usando 2 a 3 gotas del indicador. Corra un testigo de reactivo.

CALCULO

Para calcular la DQO utilice la siguiente fórmula:

$$\text{mg/lit DQO} = \frac{(a - b) N \times 8000}{\text{ml de muestra}}$$

a = ml de sulfato ferroso amoniacal usados en el testigo de reactivo

b = ml de sulfato ferroso usados para la muestra

N = Normalidad del $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$

10.- GRASAS Y ACEITES

Método de extracción de Soxhlet

PRINCIPIO

Los jabones metálicos solubles se hidrolizan por acidulación. Las grasas sólidas o viscosas que se absorben en el auxiliar de filtración, se separan por filtración, de la muestra líquida. A continuación se extrae la grasa en un aparato Soxhlet usando hexano como disolvente, y el residuo remanente después de la evaporación del hexano, se pesa para determinar el contenido de grasa de la muestra. Cuando se seca el filtro se pierden los compuestos que se volatilizan a 103 °C o menos.

INTERFERENCIA

El método es enteramente empírico y sólo se pueden obtener resultados duplicados si se siguen estrictamente todos los detalles. Por definición, cualquier materia que se recupere se considera como grasa y cualquier sustancia filtrable, soluble en hexano, como es el caso del azufre elemental y ciertos colorantes orgánicos, se extrae como grasa. Por las distintas solubilidades de las diferentes grasas en el hexano, se deben seguir con toda exactitud las indicaciones sobre la velocidad y tiempo de extracción. Además, no se puede variar el tiempo estipulado para el secado y enfriamiento de la grasa extraída, pues se puede presentar un aumento gradual del peso, posiblemente debido a la absorción del oxígeno o bien una pérdida gradual del peso debida a la volatilización.

APARATOS

- Aparato de extracción de Soxhlet
- Bomba de vacío, u otro sistema de vacío
- Embudo Buchner, de 12 cm

REACTIVOS

- Acido clorhídrico, conc.
- n-hexano comercial,, con punto de ebullición de 65 -67 °C
- Discos de tela de muselina de 11 centímetros
- Suspensión de auxiliar de filtración de sílice de dintomeas 10 g. por litro de agua destilada

PROCEDIMIENTO

Se toma un volumen de un litro de aguas negras en un frasco de boca ancha, previamente aforado a un litro. Se acidula a un pH 1.0 por lo general son suficientes 3 ml de HCl conc.

Se prepara un filtro que se forma con un disco de tela de muselina al -- que se sobrepone un disco de papel filtro. Se humedece el papel y la muselina y -- se prensa bien en las orillas. Con la aplicación de vacío, se pasan a través del filtro 100 ml de la suspensión de auxiliar de filtración y se lava con un litro de agua destilada. Se sigue aplicando el vacío hasta que no escorra más agua del filtro.

Se filtra la muestra acidulada a través del filtro preparado. Se sigue aplicando el vacío hasta que no escorra más agua del filtro.

Por medio de una pinzas se pasa el papel filtro a un vidrio de reloj y se le agrega el material que se adhiere en las orillas de la tela de muselina. Se limpian los lados y el fondo del envase de muestra, lo mismo que el agitador y el embudo Buchner, con pedazos de papel filtro empapado de hexano, teniendo cuidado de remover toda película que se deba a la grasa y de recoger todos los materiales sólidos. Los pedazos de papel filtro se agregan al papel filtro del vidrio de reloj. Se enrolla el papel filtro con los pedazos de papel filtro usados en la limpieza, hasta que se puedan introducir en un cartucho de papel para extracción, al que se vierten todas las partículas que hayan quedado en el vidrio de reloj.

Se seca el cartucho con el papel filtro en estufa a 103 °C por 30 minutos. Se llena el cartucho con perlas pequeñas de vidrio. Se pesa el matraz de extracción, y empleando hexano como disolvente, se extrae la grasa en un aparato Soxhlet, a una velocidad de 20 ciclos por hora, durante 4 horas a partir del primer ciclo. Se destila el disolvente del matraz del extractor, por calentamiento en baño maría a 85 °C (si se redestila se puede volver a usar el hexano). Se seca el matraz en baño de vapor y se hace circular aire por el matraz, por la inducción de un vacío que se aplica durante 15 minutos.

Se enfría en desecador por 30 minutos y se pesa.

CALCULO

$$\text{mg. lt. de grasa total: } \frac{\text{mg. de aumento de peso del matraz} \times 1000}{\text{ml. de la muestra}}$$

PRECISION Y EXACTITUD

Se ha obtenido una recuperación promedio de 98.7 por 100, con una desviación normal de 1.86 por 100, trabajando sobre muestras sintéticas que han contenido cantidades variables de la grasa y del aceite Shell S.A.E. núm.20. Dos series de muestras repetidas de dos aguas negras dieron por resultado desviaciones normales de 0.76 mg y de 0.48 mg.

11.- NITROGENO TOTAL KJELDAHL

PRINCIPIO

El método Kjeldahl, que usa sulfato mercúrico como catalizador, convierte al nitrógeno ligado orgánicamente en el estado trivalente a bisulfito de amonio, - por digestión con ácido sulfúrico al que se le ha agregado sulfato de potasio para elevar el punto de ebullición a 345 - 370 °C. La temperatura no debe exceder de - 382 °C porque ocurren pérdidas de nitrógeno. Después de la disolución, la solución se alcaliza con hidróxido de sodio y el amoniaco se destila sobre una solución de ácido bórico, o bien el destilado se recoge para nesslerización. El borato de amonio se titula con ácido sulfúrico valorado, usando un indicador mixto.

Esta determinación incluye el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno orgánico, pero no comprende el nitrógeno nitrito y nitrato.

INTERFERENCIA

En presencia de grandes cantidades de materia orgánica exenta de nitrógeno, es necesario agregar un volumen adicional de 50 ml de la solución de ácido sulfúrico-sulfato mercúrico-sulfato de potasio, por cada gramo de material sólido de la muestra.

APARATOS

- Aparato digestor, provisto con un dispositivo de succión para eliminar el vapor de agua y los humos de trióxido de azufre.

- Aparato de destilación.

REACTIVOS

Agua exenta de amoníaco

- a) Se puede preparar el agua exenta de amoníaco por redestilación de agua destilada, tratada previamente con bromo y que se ha dejado reposar - por una noche.
- b) Para muchos trabajos analíticos, se puede utilizar agua destilada ordinaria que se haya agitado con un permutador catiónico fuerte.

Solución amortiguadora de fosfato, 0.5 M: se disuelven 14.3 g de KH_2PO_4 anhidro y 68.8 g de K_2HPO_4 anhidro en agua exenta de amoníaco y se diluye a un litro.

Solución de sulfato mercúrico: se disuelven 8g de óxido mercúrico rojo en 50 ml de H_2SO_4 1 + 5 y se diluye a 100 ml con agua destilada.

Solución ácido sulfúrico-sulfato-mercúrico-sulfato de potasio: se disuelven 267 g de K_2SO_4 en 1300 ml de agua destilada y se agregan 400 ml de H_2SO_4 - conc. Se agregan 50 ml de la solución de sulfato mercúrico y se diluye a 2 litros. Este reactivo cristaliza a temperaturas inferiores a 14 °C

Solución hidróxido de sodio-tiosulfato de sodio: se disuelven 500 g de NaOH y 25 g de $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ en agua destilada y se diluye a un litro.

Indicador de fenolftaleína: se disuelven 5 g de fenolftaleína en 500 ml

de alcohol etílico o isopropílico y se agregan 500 ml de agua destilada. A continuación se agregan, a gotas, NaOH 0.02N hasta la aparición de una ligera coloración rosa.

Indicador mixto: se mezclan dos volúmenes de rojo de metilo al 0.2 por 100 en alcohol al 95 por 100 con 1 volumen de azul de metileno al 0.2 por 100 en alcohol al 95 por 100. Esta solución es estable por 30 días.

Acido bórico como indicador: se disuelven 20 g de ácido bórico en agua, se agregan 10 ml del indicador mixto y se diluye a 1 litro con agua exenta de amoníaco. Esta solución es estable por 30 días.

Solución valorada de ácido sulfúrico 0.02 N: con esta concentración, —
 $1.00 \text{ ml} = 0.28 \text{ mg de N}$. Se pueden usar otras concentraciones de ácido valorado.

Acido sulfúrico concentrado.

PROCEDIMIENTO

Se utilizan un volumen medio de 100 ml, o más, de muestra en un matraz Kjeldahl de 800 ml. Se agregan 50 ml de reactivo ácido-sulfato. Si se tienen presentes grandes cantidades de materia orgánica exenta de nitrógeno, se agrega un volumen adicional de 50 ml de la solución ácido-sulfato por cada gramo de materia sólida en la muestra. Se digiere la mezcla por ebullición durante 20 a 30 minutos, después de que se haya clarificado la solución. Se enfría el residuo y se agregan 300 ml de agua exenta de amoníaco.

Se alcaliza con la solución de hidróxido de sodio-tiosulfato de sodio, - usando la fenolftaleína como indicador. Se destila en 50 ml del ácido bórico con indicador hasta que se haya recolectado unos 200 ml de destilado. El extremo del refrigerante debe quedar bien sumergido en el ácido bórico y la temperatura del -- condensador no debe exceder de 29 °C.

Se titula el amoníaco con H_2SO_4 0.02 N, hasta el virse del indicador a un color espliego pálido.

Se lleva un testigo de los reactivos usados y se aplican las correcciones necesarias.

CALCULO

$$\text{mg/lit de N} = \frac{\text{ml de } H_2SO_4 \text{ para } _ \text{ ml de } H_2SO_4 \text{ para}}{\text{muestras} \quad \text{testigo}} \\ \text{ml de muestra}$$

A N E X O 33

- 1.- **CLASIFICACION Y USO DEL AGUA**
- 2.- **PARAMETROS MAS IMPORTANTES DE CALIDAD**
- 3.- **PARAMETROS MAS IMPORTANTES DE CALIDAD**
(Continuación)
- 4.- **COEFICIENTES BIOLÓGICOS TÍPICOS**
- 5.- **CRITERIOS DE DISEÑO PARA SEDIMENTADORES**
- 6.- **PARAMETROS DE DISEÑO PARA EL PROCESO**
DE Lodos ACTIVADOS
- 7.- **COMPOSICION TÍPICA DE DESECHOS DOMESTICOS**

TABLA Nº 1 CLASIFICACION Y USO DEL AGUA

USO CONDICION	SUMINISTRO DE AGUA POTABLE	RECREACION	PECES Y MOLUSCOS VIDA SILVESTRE	INDUSTRIA Y AGRICULTURA	NAVEGACION	INDICE
EXCELENTE	No es necesaria la potabilización	ACEPTABLE	ACEPTABLE	No es necesaria la purificación	A	2
ACEPTABLE	Requiere de cierta potabilización	PARA TODO DEPORTE ACUATICO	PARA TODOS LOS PECES	Ninguna purificación necesaria para industrias que demanden una calidad determinada.	C E P	
POCO CONTAMINADA	Tratamiento necesario	Acceptable de acuerdo con el censo de bacterias	Sólo para charal Dudoso para peces sensibles	No requiere tratamiento en usos industriales generales.	T A B	
CONTAMINADA	Dudoso	Dudoso para contacto personal	Sólo para peces resistentes	Tratamiento intenso para la mayoría de las industrias.	L E	4
	No Tolerable	Deport. acuáticos o/contact.corporal	Sólo para peces resistentes			
ALTAMENTE CONTAMINADA	No Tolerable	No favorable	No Tolerable	No Tolerable	No Tolerable	6

Tabla Nº 2 PARAMETROS MAS IMPORTANTES DE CALIDAD

CONDICION	EXCELENTE	ACEPTABLE	POCO CONTAMINADA	CONTAMINADA	ALTAMENTE CONTAMINADA
INDICE	1	2	4	8	8
Parámetro pH	6.8 - 8.0	6.0 - 8.4	5.0 - 9.0	3.9 - 10.1	3.9 - 10.1
DO, en porcentaje de saturación	88 - 112	75 - 125	50 - 150	20 - 200	20 - 200
DBO ₅ , en ppe	1.5	3.0	6.0	10.0	12
Hierro, en ug/l	0.1	0.3	0.9	2.7	2.7
SSI, en ppe	20	40	100	278	278
N-NH ₃ , en ppe	0.1	0.3	0.9	2.7	2.7
N-NO ₃ , en ppe	4	12	36	108	108
PO ₄ , en ppe	.133	0.40	1.2	3.6	3.6
Fenoles, en ppe	0.0005	0.0015	0.01	0.08	0.1
NRP/100 ml de totales	0 - 175	175 - 350	350 - 1000	1000 - 5000	5000
NRP/100 ml de fecales	0 - 35	35 - 70	70 - 200	200 - 1000	1000

FÍSICOS	POTABLE	IRRIGACION	ACUICULTURA Y PESCA	ABREVADEROS	RIEGO DE CULTIVOS PARA CONSUMIR CRUDOS.	RIEGO DE HUERTAS Y VIÑAS	RIEGO DE FORRAJE CULTIVOS IND. Y AREAS VERDES	LLENADO DE LAGOS DE RECREO	NAVEGACION DE DEPORTIVA	AGUA MUNICIPAL NO POTABLE	ENFRÍAMENTO
pH	7	7	7,5	7	6,5	5,5	6,5	7,7	7,5	7,5	7,5
COLOUR	5	15	15	15	60	50	60	37,5	15	60	60
TURBIDEZ	5	10	10	10	10	20	20	15	15	10	10
MINERALES											
ALCALINIDAD TOTAL	300	500	500	720	500	500	500	500	650	300	300
ALC. A LA TERCERA F.	10	10	50	10	10	10	10	50	50	50	50
CARBONATOS	10	10	50	10	10	10	10	50	50	50	50
BICARBONATOS	300	500	450	720	500	500	500	450	450	300	300
CLORURO	0	0	0,075	0	0	0	0	0	0	0	0
CONDUCTIVIDAD ELIC.	1500	1500	500	500	1000	1000	3000	3000	3000	5000	5000
SOLIDOS	250	250	500	500	500	750	500	1000	1000	500	500
SOLIDOS	2	2	2	2	2	2	2	2	2	15	15
SOLIDOS											
SOLIDOS TOTALES	500	1500	600	3000	1000	1500	1500	2000	2000	1000	1000
SOLIDOS TOTALES FIJOS	450	1400	550	2900	900	1000	1000	1000	1500	800	500
SOLIDOS TOTALES VOLATILES	50	100	50	100	100	500	500	200	500	200	500
SOLIDOS DISUeltos TOTALES	500	1500	500	1000	900	1000	1500	1000	1000	900	500
SOLIDOS DISUeltos FIJOS	450	1400	450	2900	800	900	500	500	800	700	400
SOLIDOS DISUeltos VOLATILES	50	100	50	100	100	500	500	185	485	200	500
SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	0	0	100	100	100	500	500	1000	1000	100	400
SOLIDOS SUSPENDIDOS FIJOS	0	0	100	100	100	200	500	500	700	80	100
SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES	0	0	0	0	0	15	15	15	15	0	0
SOLIDOS SEDIMENTALES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NUTRIENTES											
NITROGENO AMONIAICAL	2,5	7,5	1	2	2,5	5	5	2,5	2,5	2,5	5
NITROGENO TOTAL	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
NITRATOS	25	75	50	25	50	50	50	50	50	100	25
OSIGENO TOTAL	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50

Tabla NR 4 COEFICIENTES BIOCINETICOS TIPICOS
(Lodos Activados)

Agua Residual	k	Y	kd	a
Domésticas	0.017-0.03	0.73	0.075	0.52
Refinerías	0.074	0.49-0.62	0.10-0.16	0.4-0.77
Químicas y Petro- químicas	0.0029-0.018	0.31-0.72	0.05-0.16	0.31-0.76
Farmacéuticas	0.018	0.72-0.77	---	0.46
Papeleras y blanqueos	---	0.50	0.8	0.65-0.80
Cerveceras	---	0.56	0.1	0.48

Tabla Nº 5 CRITERIOS DE DISEÑO PARA SEDIMENTADORES

P R I M A R I O S	
Profundidad	2.7 - 3.7
Tiempo de retención	1 - 2 hrs
Velocidad de flujo	0.01 - 0.03 m/seg
Velocidad de flujo en vertedores	900 - 1200 Gal/día-ft ²
Carga superficial en vertedores	124 - 186 m ³ /m ² -día
Carga superficial en el tanque	35.7 - 48.9 m ³ /m ² -día
S E C U N D A R I O S	
Carga superficial en el tanque	16.3 - 32.6 m ³ /m ² -día
Eficiencia de remoción:	
DBOs	30 - 50 %
SS	40 - 60 %

Tabla No 6
 PARAMETROS DE DISEÑO PARA EL PROCESO DE Lodos Activos

MODIFICACION DEL PROCESO	D_c , en días	U , en $Kg\ DO_2/Kg\ SSVLR-d$	SSVLR, en mg/l	t , en horas	Q_r/Q
Convencional	5 - 15	0.2 - 0.4	1500 - 3000	6 - 8	0.25 - 0.50
Completamente mezclado	5 - 15	0.2 - 0.6	3000 - 6000	3 - 5	0.75 - 1.0
Aeración por etapas	5 - 15	0.2 - 0.4	2000 - 3500	3 - 5	0.75 - 0.75
Aeración modificado	0.2 - 0.5	1.5 - 5.0	200 - 500	1.5 - 3	0.05 - 0.15
Estabilización por			1000 - 3000	0.5 - 1.0 ^a	
Contacto	5 - 15	0.2 - 0.6	4000 - 10000	3 - 6 ^a	0.25 - 1.0
Aeración extendida	20 - 30	0.05 - 0.15	3000 - 6000	18 - 36	0.75 - 1.50
Proceso Krauss	5 - 15	0.3 - 0.8	2000 - 3000	4 - 8	0.5 - 1.0
Aeración de alta tasa	5 - 10	0.4 - 1.5	4000 - 10000	0.5 - 2	1.0 - 5.0
Sistema con oxígeno puro	8 - 20	0.25 - 1.0	6000 - 8000	1 - 3	0.25 - 0.50

Q_c tiempo de retención celular

^a en la unidad de contacto

U $F/N = (DO_2 \times Q)/(SSVLR \times Va)$ Factor de carga

^a en la unidad de estabilización

t_r tiempo de retención

Q_r/Q tasa de recirculación de lodos

Constituyentes	E.U.A.			MEXICO				
	Puerto	Mediana	Dócil	Huerta	Centro	Golfo y Sureste	D.F.	C.U.
pH	-	-	-	7.1	7.2	7.1	7.4	6.1
Temperatura, en Celsius	-	-	-	15	26	25	-	17
Sólidos Totales Totales	1 200	700	350	1 545	1 132	978	1 015	448
Sólidos Disueltos Totales	850	500	250	1 326	816	740	858	416
Sólidos Disueltos Fijos	525	300	145	974	524	445	472	306
Sólidos Disueltos Volátiles	325	200	105	352	292	295	386	110
Sólidos Suspendedos Totales	350	200	100	219	316	238	159	32
Sólidos Suspendedos Fijos	75	50	30	105	88	78	64	25
Sólidos Suspendedos Volátiles	275	150	70	114	228	160	95	7
Sólidos sedimentables, en ml/l	20	10	5	1.6	8.7	7.2	1.82	-
DQ ₅ , a 20 Celsius	300	200	100	229	324	159	245	53
COT	300	200	100	-	-	-	-	-
OT	1 000	500	250	462	684	307	587	136
Nitrógeno-total	85	40	20	40	41	27	20	46
Nitrógeno-orgánico	35	15	8	17	12	11	11	28
Nitrógeno-amoniacal	50	25	12	23	29	16	9	18
Nitrógeno-de nitratos	0	0	0	-	-	-	-	-
Nitrógeno-de nitratos	0	0	0	-	-	-	-	-
Fósforo-total	20	10	6	23	13	36	9	2.5
Fósforo-orgánico	5	3	2	-	-	-	-	-
Fósforo-inorgánico	15	7	4	-	-	-	-	-
SWH	-	-	-	11.9	9.8	17.6	10.2	-
Cloruros	100	50	30	-	-	-	-	100
Alcalinidad, como Ca CO ₃	200	100	50	-	-	-	-	264
Grasas y aceites	150	100	50	46	60	58	87	-
DQ ₅ /IND	3.33	2.50	2.50	2.02	2.10	1.93	2.40	2.57
SSV/ST	0.29	0.29	0.29	0.14	0.28	0.24	0.16	0.07
SWV/ST	0.50	0.50	0.50	0.30	0.46	0.47	0.47	0.26
SSV/SST	0.79	0.75	0.70	0.52	0.72	0.67	0.60	0.22
SSV/SVT	0.46	0.43	0.40	0.24	0.44	0.35	0.20	0.08
DQ ₅ /INDP	100:128:7	100:20:5	100:20:6	100:17:10	100:12:4	100:17:23	100:18:3.9	100:187:4.7

TABLA # 7 COMPOSICION TIPICA DE DESECHOS DOMESTICOS (TODOS LOS VALORES EXCEPTO LOS SOLIDOS SEDIMENTABLES, pH Y TEMPERATURA ESTAN EXPRESADOS EN mg/l).