



GOBIERNO DE CHILE
MINISTERIO DE AGRICULTURA
FIA



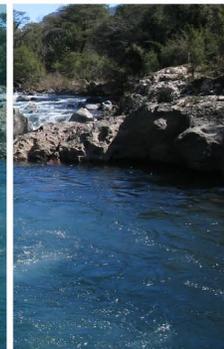
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA
DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS



LABORATORIO DE
HIDROLOGÍA
AMBIENTAL



CHILE
POTENCIA ALIMENTARIA Y FORESTAL



MANUAL DE DESINFECCIÓN DE AGUAS DE RIEGO USANDO FOTOCATALIZADORES ACTIVADOS POR LUZ SOLAR E INMOVILIZADOS EN REVESTIMIENTOS DE CANALES

Proyecto FIA-PI-C-2005-1-A-155



- Editores:
- Dr (c). Felipe De la Hoz M. (Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chile)
 - Dr. José Luis Arumí R. (Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chile)
 - Dr. Diego Rivera S. (Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chile)
- Colaboradores:
- Dr. Erick Bandala (Facultad de Ingeniería y Ambiente, Universidad de las Américas-Puebla, México)
 - Dr. Héctor Mansilla (Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Concepción, Chile)
 - Dr. Gabriel Merino (Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chile)
 - Mg. Sandra Quilodran (Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción, Chile)
 - Ing. Felipe Chávez (Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chile)
 - Tec. Carlos Cea (Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chile)

El contenido de este documento es el resultado de esfuerzos conjuntos del Laboratorio de Hidrología Ambiental de la Facultad de Ingeniería Agrícola de la Universidad de Concepción y de la Fundación para la Innovación Agraria (FIA), en el marco del proyecto “Desarrollo de un proceso de desinfección de aguas de riego usando fotocatalizadores activados por luz solar e inmovilizados en revestimientos de canales”, FIA-PI-C-2005-1-A-155.

Índice General

I. Manual	10
1. Introducción	11
2. Calidad del agua	12
2.1. Normativas y certificación	13
2.2. Indicador de calidad microbiológica	14
2.3. Tecnologías de tratamiento	15
3. Fotocatálisis	17
3.1. Fotocatálisis solar	18
3.2. Mecanismo de desinfección	19
4. Diseño de sistema de desinfección	20
4.1. Marco conceptual	21
4.2. Información básica	23
4.3. Dimensionamiento	27
4.3.1. Tratamientos primarios	27
4.3.2. Dosis mínima requerida	27
4.3.3. Área total de captación	29
4.4. Inmovilización del catalizador	31
II. Apéndice	34
A. Sedimentadores	35
A.1. Ejemplo de diseño	35

I MANUAL

1. Introducción

La contaminación y disponibilidad de los recursos hídricos es un tema de discusión a nivel mundial en muchos sectores productivos. En Chile, uno de los sectores más comprometido es el agrícola, el que está afecto a exigentes requerimientos en la calidad de las aguas utilizadas para el riego de cultivos de exportación, así como también para la venta nacional. La búsqueda de nuevas tecnologías para la remediación de su contaminación ha sido uno de los objetivos emblemáticos de las políticas de Estado, destinando grandes recursos para la investigación y desarrollo de tecnologías factibles de ser aplicadas en el sector agrícola, tanto desde el punto de vista técnico como económico.

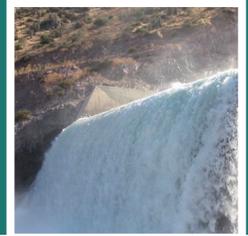
Por medio de este manual, el usuario se podrá informar acerca de la utilización de una tecnología complementaria para la desinfección de aguas de uso agrícola, mediante la utilización de la radiación solar como fuente de energía.



Además, se presenta una metodología para el diseño de reactores, considerando sólo los alcances obtenidos en la desinfección de coliformes fecales, esperando contar con futuros proyectos que permitan realizar un análisis cada vez más acabado en la caracterización de este nuevo sistema de tratamiento de aguas en la agricultura.



2. Calidad del agua



2.1. Normativas y certificación

El medio ambiente es entendido como la integración de sistemas físicos, biológicos, humanos y sus interacciones. Los impactos sobre éste son considerados como la alteración positiva y negativa de carácter significativo del medio ambiente por causas humanas. La regulación de los impactos que pudiesen generar las distintas actividades productivas, se realizan mediante la aplicación de normas ambientales. Uno de los objetivos de estas normas es la conciliación entre los valores ecológicos (ambientales) y los económicos.

Las normas son un instrumento de gestión que permite prevenir, o bien, atender problemas ambientales. Ellas señalan los valores de las concentraciones y períodos máximos y mínimos permisibles de elementos, compuestos, sustancias, derivados químicos o biológicos y la combinación de ellos. Señalan, además, los valores críticos que determinan las situaciones de emergencia ambiental. Estas normas generalmente son desarrolladas por el Instituto Nacional de Normalización (INN) y posteriormente oficializadas según Decreto Supremo.

La manera por medio de la cual el Estado vela por su cumplimiento es a través de un organismo fiscalizador. La Comisión Nacional del Medio Ambiente, CONAMA, es la institución del Estado que tiene como misión velar por el derecho de la ciudadanía a vivir en un ambiente libre de contaminación, la protección del medio ambiente, la preservación de la naturaleza y la conservación del patrimonio ambiental. Adicionalmente, existe la Comisión Nacional de Buenas Prácticas Agrícolas, que es una instancia de coordinación público privada, que tiene por objetivo asesorar al Ministerio de Agricultura en la formulación de políticas destinadas a incorporar el concepto de Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) en los procesos productivos agropecuarios. Las BPA son las acciones involucradas en la producción, procesamiento y transporte de productos de origen agropecuario, orientadas a asegurar la inocuidad del producto, y la protección del medio ambiente y del personal que labora en la explotación.

GLOBALG.A.P. (R)

Conocido originalmente como EUREPGAP

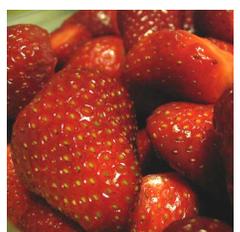
En el ámbito de la certificación internacional se destaca como un organismo privado que establece normas voluntarias a través de las cuales se puede certificar productos agrícolas en todas partes del mundo. El objetivo es establecer una norma única de BPA, aplicable a diferentes productos y capaz de abarcar la globalidad de la producción agrícola.

La certificación GLOBALGAP es realizada por más de 100 organismos de certificación, independientes y acreditados, en más de 80 países, y sus manuales y requerimientos están a disposición de todos los productores del mundo.

2.2. Indicador de calidad microbiológica

En nuestro país, los criterios sobre calidad del recurso hídrico, referidos a aspectos físicos, químicos y microbiológicos, están definidos en la Norma Chilena NCh 1.333of78 y tienen por objetivo proteger y preservar la calidad de las aguas que se destinen a usos específicos. El indicador de calidad microbiológica utilizado por la Norma Chilena es la concentración de coliformes fecales, y en ella se especifica, como límite permisivo, que la concentración de coliformes fecales debe ser menor o igual a 1.000 Coliformes Fecales / 100 mL , para aguas de riego destinadas al cultivo de verduras y frutas que se desarrollan a ras de suelo y que habitualmente se consumen en estado crudo.

Esta bacteria coloniza el intestino del hombre pocas horas después del nacimiento y se le considera un microorganismo de flora normal, pero existen cepas que pueden ser patógenas y causar daño, produciendo diferentes cuadros clínicos, entre ellos, diarrea. Aproximadamente el 95% del grupo de los coliformes presentes en heces están formados por *Escherichia coli* y ciertas especies de *Klebsiella*. Dado que esta bacteria se encuentra casi exclusivamente en las heces de los animales de sangre caliente, se considera que reflejan mejor la presencia de contaminación fecal. Los coliformes fecales se denominan termotolerantes por su capacidad de soportar temperaturas más elevadas. Esta es la característica que los diferencia de los Coliformes Totales. Los coliformes fecales, y *Escherichia coli* en particular, se han seleccionado como indicadores de contaminación fecal debido a su relación con el grupo tifoide-paratifoide. El riego de cultivos con aguas con alta carga microbiológica causa un importante exceso de infecciones de nematodos intestinales, tanto en los consumidores de cultivos irrigados como en las personas que trabajan en los campos irrigados.



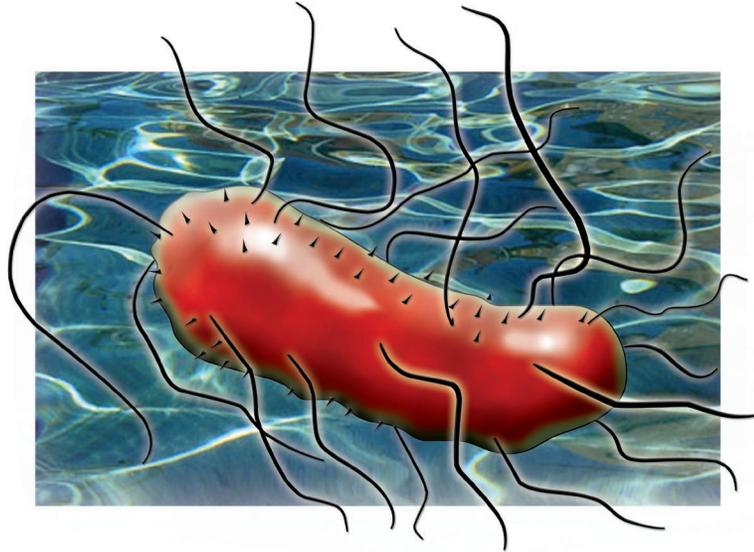


Figura N° 2.1: Ilustración de una bacteria E.coli.

2.3. Tecnologías de tratamiento

En la actualidad existe un gran número de tecnologías para el tratamiento de aguas, cuya factibilidad depende de condiciones de operación y de la naturaleza de los contaminantes. Las aguas contaminadas por la actividad humana, en general, pueden ser procesadas eficientemente por plantas de tratamiento biológico, por adsorción de carbón activado u otros adsorbentes, como también por tratamientos químicos convencionales (e.g oxidación térmica, cloración, ozonización, oxidación mediante permanganato de potasio). (Figura N° 2.2)



Figura N° 2.2: Planta de tratamiento convencional de aguas.

En la agricultura, la búsqueda de tecnologías de tratamiento de aguas, tanto en su captación como en puntos de devolución, ha adquirido gran importancia en los últimos años, debido principalmente a las exigencias del mercado nacional, así como de los resguardos extranjeros para la importación de productos agrícolas. Una prueba de lo anterior es el aumento en los recursos destinados por el Estado para la investigación en el tema.(e.g. Manual de tecnologías para mitigar la contaminación de las aguas de riego, Comisión Nacional de Riego 2007)

La disminución y mitigación de la contaminación microbiológica puede ser abordada por el sector agrícola mediante el desarrollo de tecnologías de desinfección, que cumplan con bajos costos de implementación y mantenimiento, de forma tal que sea asequible a la mayoría de los productores, independientemente de su escala de producción. En este sentido, una de las alternativas atractivas es la utilización de la fotocatalisis solar para la desinfección de aguas de uso agrícola.



3. Fotocatálisis



3.1. Fotocatálisis solar

La fotocatalisis es un Proceso Avanzado de Oxidación (PAO) que utiliza principalmente dióxido de titanio (TiO_2) como catalizador y ha sido definida como la aceleración de una fotoreacción por la acción de éste. En la fotocatalisis se tienen dos tipos de técnicas: procesos heterogéneos, los cuales son mediados por un semiconductor como catalizador, obteniendo dos fases de interacción, y los procesos homogéneos, donde el sistema es usado en una sola fase.

La fotocatalisis heterogénea tiene lugar en una superficie entre dos estados de fases (sólido-líquido, sólido-gas, líquido-gas). En este esquema, cuando una molécula de agua es adsorbida en la superficie del catalizador, se generan especies reactivas (OH^\bullet) de gran capacidad de oxidación de los distintos contaminantes presentes en el agua (Figura 3.1).

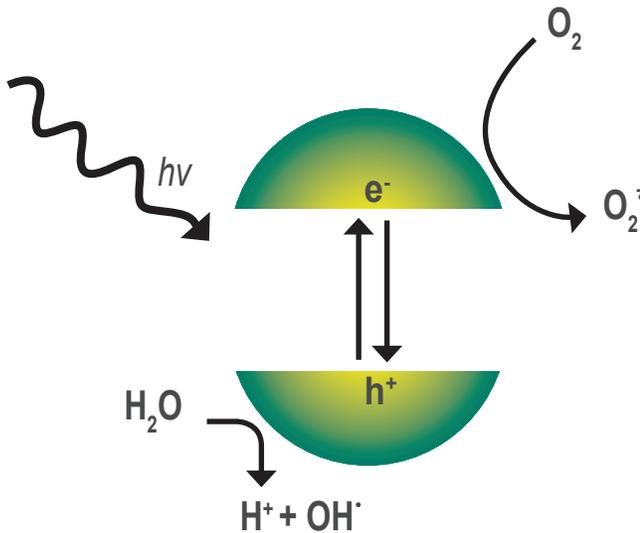
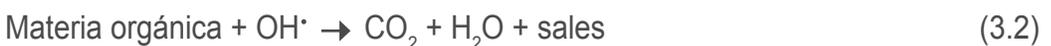


Figura N°3.1: Esquema de activación del fotocatalizador mediante radiación y generación de especies oxidantes.

Si existe presencia de microorganismos en el agua, se postula la muerte del mismo, promovido por radicales OH^\bullet (Ecuación 3.1). Si el contaminante es orgánico, se produce una mineralización hasta CO_2 y H_2O (Ecuación 3.2).



La fotocatalisis solar es el uso de radiación solar como fuente de energía para inducir la generación de especies de alto poder de oxidación. Algunas ventajas en la utilización de tratamientos basados en esta tecnología son:



- El TiO_2 , se encuentra disponible comercialmente y a precios razonables según sus volúmenes de compra.
- Debido a que la energía necesaria para la activación del fotocatalizador puede ser obtenida de la radiación solar, este tipo de sistemas utiliza energías mínimas de mantención y nulo consumo energético externo en la operación.
- Las especies oxidantes producidas son de alto poder y no discriminan, con el potencial de eliminar la mayoría de los microorganismos, además de la degradación o mineralización de gran parte de contaminantes orgánicos.
- Puede ser aplicable en zonas rurales o de difícil acceso, al contrario de otras tecnologías similares, como la irradiación con UV o la aplicación de ozono, que necesitan una fuente externa de energía.

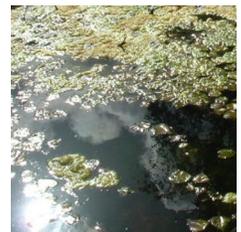


3.2. Mecanismo de desinfección

Los efectos bactericidas de la fotocatalisis comenzaron a ser estudiados desde 1993, utilizando cultivos puros de coliformes fecales, específicamente, *Escherichia coli* (EC). A partir de la publicación de los resultados de esta investigación, se han seguido realizando múltiples estudios hasta la actualidad, referente a los efectos de desinfección mediante la utilización de TiO_2 como fotocatalizador.

El mecanismo de acción de este sistema de desinfección de aguas se basa en la promoción de la oxidación de los componentes constituyentes de la membrana celular de las bacterias, produciendo un desorden celular por fallas en su membrana. Estas fallas llevan a la muerte de los microorganismos, por problemas de la actividad respiratoria y por colapso de la pared celular. Estudios comparativos del poder de abatimientos de EC con diferentes catalizadores, indican que el mejor de ellos es el TiO_2 Degussa P-25.

4. Diseño de sistema de desinfección



4.1. Marco conceptual

La utilización de este método de desinfección está considerado como un sistema acoplado para el tratamiento de aguas de riego. En este contexto, se considera un periodo de operación entre septiembre y marzo de cada temporada, considerando que estos meses corresponden al periodo de máxima aplicación de agua en los cultivos bajo riego y de máxima radiación solar en Chile.

El catalizador es posible de ser utilizado en suspensión en la solución a tratar, como también inmovilizado en la superficie de un material soportante. Para el primer caso, la eficiencia de desinfección es mayor, pero tiene la desventaja que es necesario recuperar el catalizador al término del tratamiento, aumentando los costos de infraestructura y de operación. Para el segundo caso, no es necesaria la etapa de recuperación del catalizador, pero es levemente menor la eficiencia de desinfección. Desde el punto de vista de la operación y mantención del sistema de desinfección, es considerablemente más atractivo utilizar el segundo caso, es decir, con el catalizador inmovilizado.

Desde el punto de vista del diseño hidráulico del sistema de tratamiento, se debe tener en cuenta que se requieren tiempos de residencia mínimos para cumplir con las dosis de energía requeridas por unidad de volumen a tratar. Es por ello que la pendiente a utilizar a lo largo del sistema debe permitir cumplir con el tiempo de residencia mínimo y a su vez ser capaz, mediante la utilización de placas deflectoras en puntos clave a lo largo del canal, de generar una mezcla adecuada del volumen a tratar. Estas zonas de mezcla aumentan la probabilidad de contacto entre las bacterias que se encuentran en suspensión, con el catalizador inmovilizado en la superficie de las paredes del sistema de tratamiento (Figura 4.1).

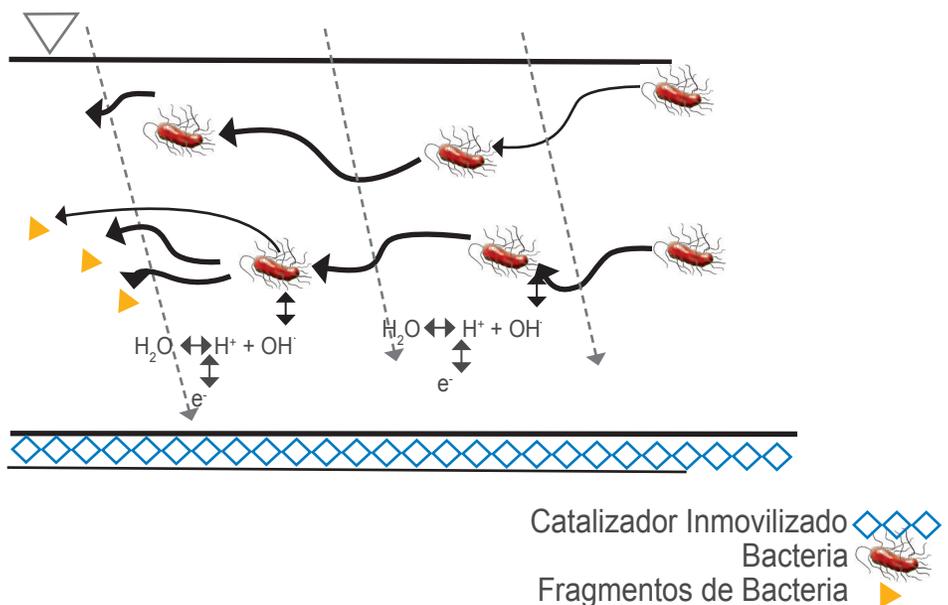


Figura N° 4.1: Esquema de contacto.

La radiación solar es la fuente de energía a utilizar como precursora de las múltiples reacciones que conllevan a la eliminación de las bacterias. Es por ello que el nivel de turbiedad del agua afecta directamente en la eficiencia de eliminación. Los daños producidos en la bacteria pueden deberse tanto al efecto directo por la radiación solar como también por la generación de ROS (Reactive Oxygen Species), los cuales producen un daño de mayor consideración y de tipo persistente. Esto lleva a la necesidad de contar con sistemas de tratamiento primarios, los cuales son capaces de eliminar los sólidos suspendidos que contenga el agua (decantadores), para posteriormente ingresar al sistema de tratamiento por fotocatalisis. Dada la consideración de atenuación por efectos de la columna de agua (Figura 4.2), se recomienda alturas de escurrimiento menores a 5 cm, lo que permite obtener mayores niveles de radiación incidentes sobre el catalizador inmovilizado, sin reducir significativamente la eficiencia de mezcla de la solución a tratar.

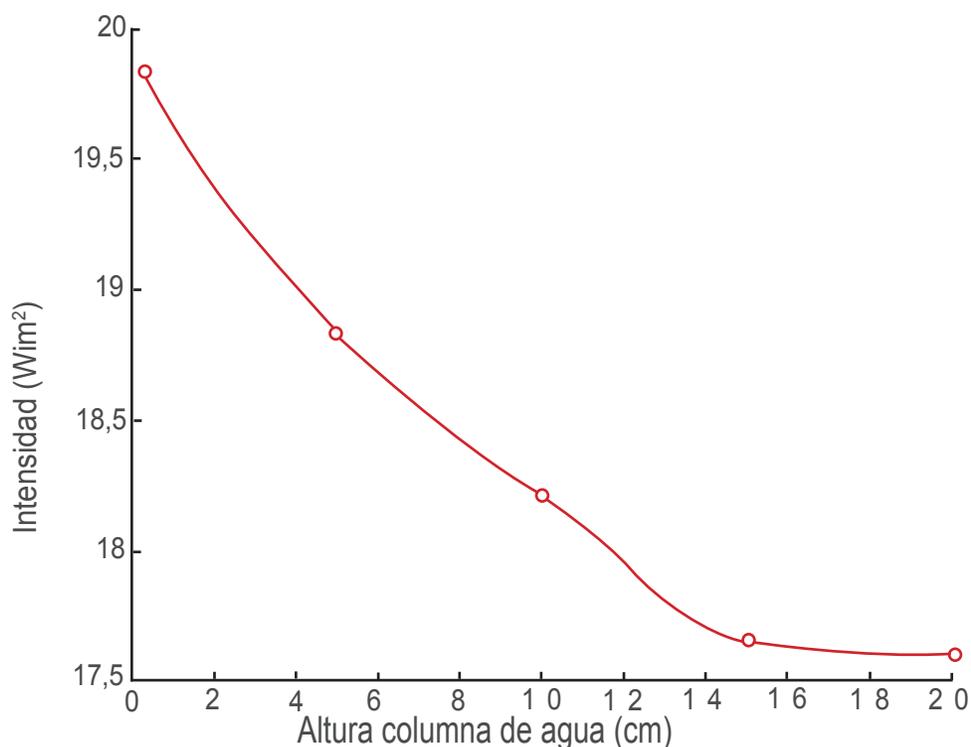
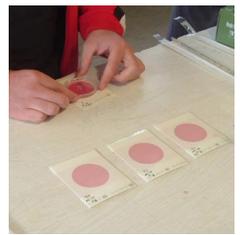
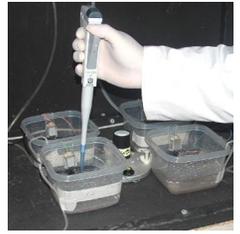


Figura N° 4.2: Esquema de atenuación de la radiación solar como función de la altura de columna de agua.

El pH del agua puede afectar no sólo las bacterias sino también la carga superficial del fotocatalizador y de esta manera favorecer o no la adsorción de éstas en la superficie del fotocatalizador y, por consiguiente, su desactivación. En experimentos de desinfección, cuando se modificó el pH inicial de la suspensión entre 4 y 9 no se observó un efecto sistemático sobre la velocidad de desinfección. Sin embargo, se ha observado que la velocidad inicial de eliminación de bacterias, se acelera cuando la superficie del TiO_2 está cargada positivamente y decrece cuando posee una carga negativa. Esto sugiere que la atracción electrostática entre la EC y el TiO_2 mejora el proceso fotocatalítico, porque la EC está cargada negativamente a pH entre 3 y 9. Las aguas utilizadas para riego, comúnmente poseen rangos de pH que van desde 6 a 8, dependiendo de la naturaleza de sus fuentes.

La temperatura del agua es un factor que posee efectos considerables en el abatimiento de bacterias cuando se superan valores por sobre los 40°C , pero bajo condiciones reales, la temperatura en la agricultura no excede los 25°C , despreciando de esta manera posibles efectos de abatimiento por este motivo.



4.2. Información básica

La eficiencia fotocatalítica de inactivación de microorganismos depende de muchos factores, como el tipo y forma de disposición del catalizador, el pH del medio, la intensidad y continuidad de la irradiación, el modo de operación (flujos y tiempos de exposición), la concentración inicial de los microorganismos y, evidentemente, la propia naturaleza de los mismos. Aunque este campo aún se encuentra en fase de investigación y quedan muchos temas abiertos, a continuación se comentan algunos de ellos.

Para cumplir con la dosis de UV-A recomendada para el abatimiento de EC, es necesario contar con información sobre la intensidad de radiación solar disponible para el periodo de operación. De esta manera, para el diseño de estos sistemas de tratamiento, es necesario considerar la variabilidad temporal de la radiación solar. Una forma de simplificar el análisis, es considerando la menor energía disponible registrada en

dicho periodo para el lugar donde se desea implementar el sistema de tratamiento. En la Estación Meteorológica de la Universidad de Concepción Campus Chillán, se han obtenido registros de radiación UV-A y Total, con los cuales se ha determinado que la UV-A es aproximadamente un 2-3% de la radiación Total para días despejados en periodo de verano (Figura 4.3).

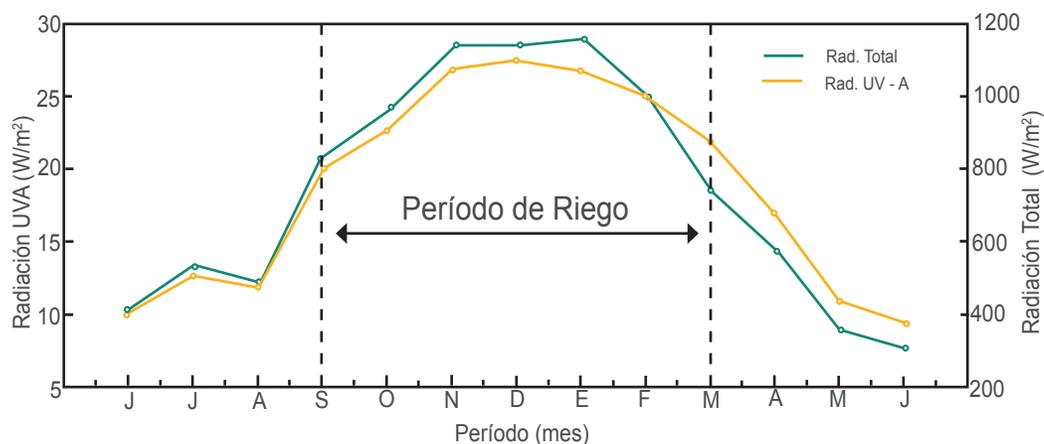


Figura N° 4.3: Distribución de la intensidad de radiación UV-A y Total durante el periodo 2007-2008.

El caudal de agua a tratar es un parámetro determinante para el dimensionamiento de la sección de flujo requerida en el sistema de tratamiento, procurando obtener alturas de escurrimiento menores o iguales a 5 cm. A su vez, la pendiente a utilizar debe permitir generar velocidades bajas de escurrimiento para minimizar el largo total de la sección de tratamiento, para las cuales se sugieren valores menores al 1/1.000.

El nivel de turbiedad del agua debe ser inferior a 3 unidades nefelométricas (NTU), dado que a valores de 30 NTU se han registrado disminuciones del 50% de la intensidad de radiación en alturas de escurrimiento de 20 cm (Figura 4.4).

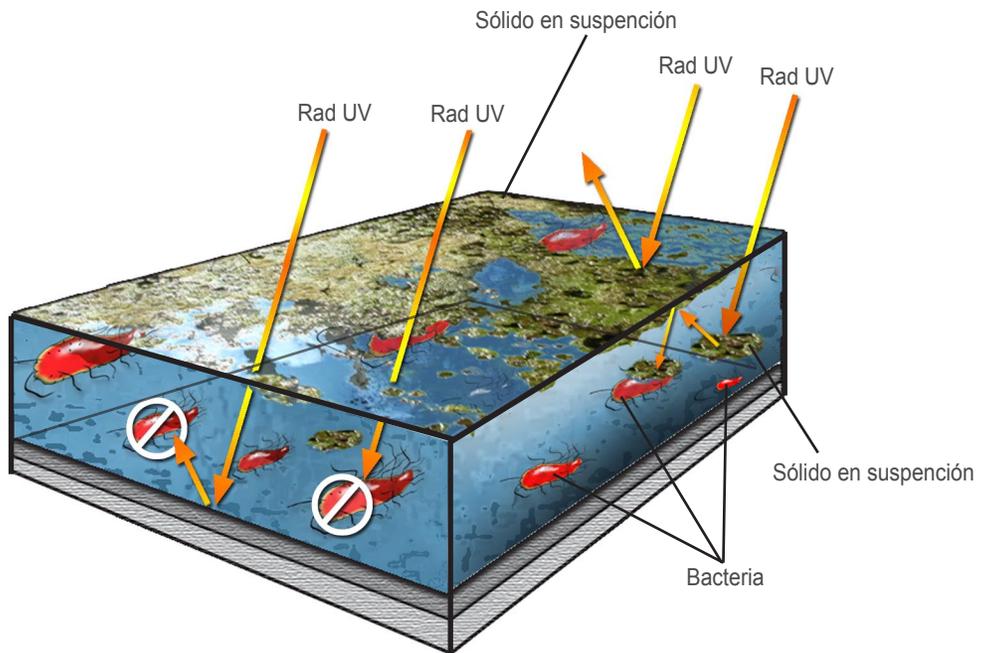


Figura N° 4.4: Esquema de penetración de rayos solares en agua con elevada turbiedad.

La orientación de las estructuras es una consideración de mucha relevancia para disponer del mayor tiempo de exposición a la radiación solar. Este parámetro también ayuda a mejorar el ángulo de incidencia de la radiación sobre el agua, dado que el factor de reflexión de ésta aumenta cuando la altura solar con respecto al horizonte es menor (Figura 4.5 y Cuadro 4.1).

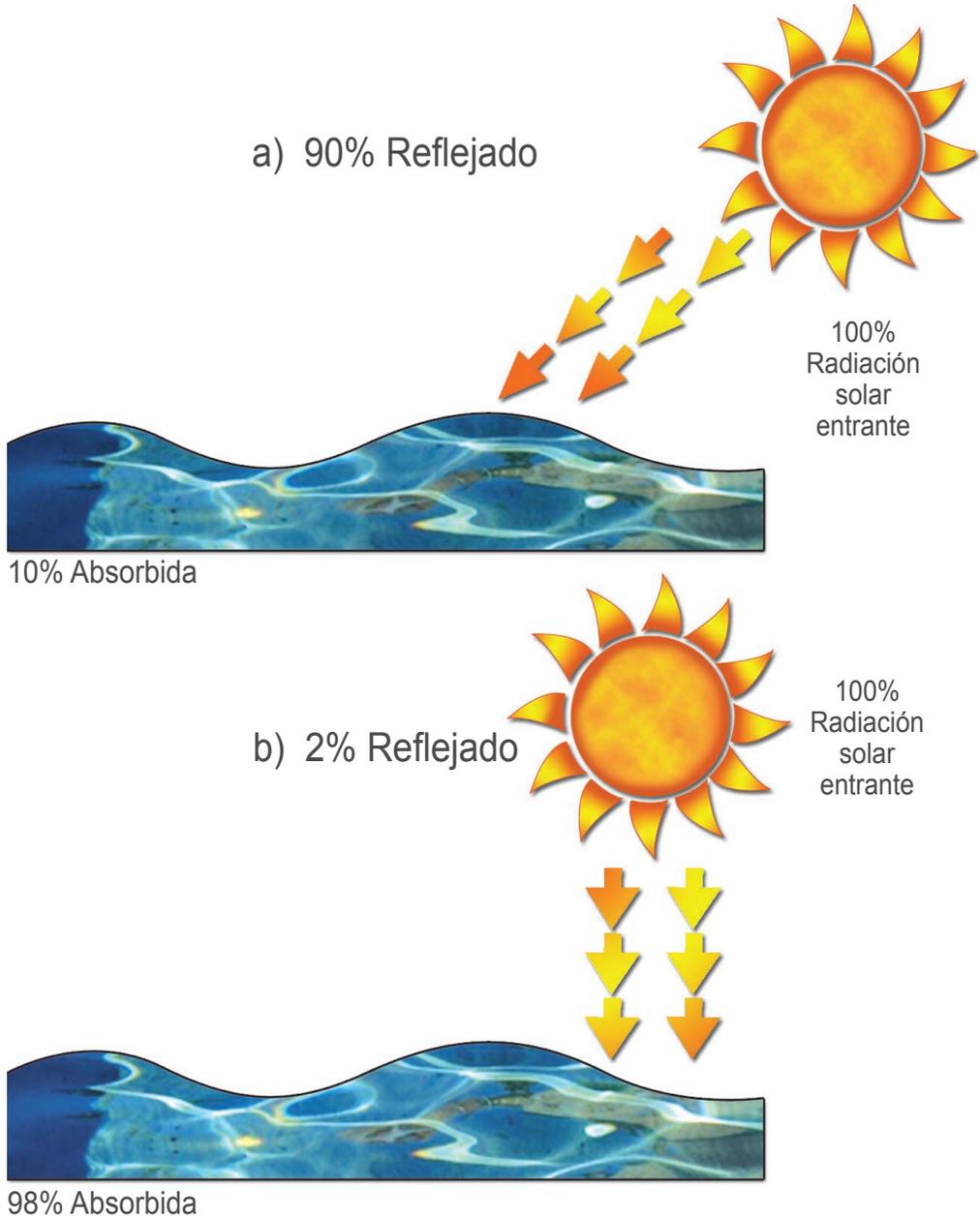


Figura N° 4.5: Albedo del agua con posición baja (A) y alta (B) del sol.

Cuadro N° 4.1: Albedo del agua en función del ángulo de incidencia de la radiación solar.

Inclinación del sol	1°	5°	10°	20°	30°	40°	50°
Albedo del agua (%)	89,6	58,6	35,0	13,6	6,2	3,5	2,5

Como último comentario es necesario agregar que el área disponible para la instalación del sistema de tratamiento, es una restricción significativa para el dimensionamiento de la capacidad máxima de agua a ser tratada.

4.3. Dimensionamiento

Como se mencionó anteriormente, los procesos avanzados de oxidación se proponen como una tecnología alternativa para el tratamiento de agua contaminada. Estos procesos requieren, en la mayoría de los casos, del tratamiento previo del recurso mediante procesos convencionales. Los pasos a seguir en el dimensionamiento del sistema de tratamiento fotocatalítico solar son:

4.3.1. Tratamientos primarios

En esta etapa, se debe realizar una caracterización del nivel de turbiedad del agua y del contenido de sólidos en suspensión que debe ser reducido mediante sistemas de tratamiento primarios (e.g. sedimentadores). La metodología de cálculo y dimensionamiento de sedimentadores se adjunta en el Apéndice (A).

4.3.2. Dosis mínima requerida de UV-A

Para la eliminación de una determinada concentración de bacterias contenidas por una unidad de volumen, es necesaria la aplicación de un determinado valor de energía acumulada de radiación solar (Q_{MR}). Este valor de energía acumulada (o dosis mínima requerida), permite el dimensionamiento del sistema tratamiento en función de un valor de referencia. Este valor de referencia es característico para cada especie de bacterias y bajo condiciones de operación específicas, tales como altura de escurrimiento, concentración inicial de bacterias, eficiencia de mezcla del agua a tratar, entre otros.

La expresión utilizada para determinar la dosis mínima requerida para la eliminación sobre el 80% de la concentración de bacterias en el canal prototipo de la Universidad de Concepción Campus Chillán es:

$$Q_{UV,n} = Q_{UV,n-1} + \Delta t_n \cdot \overline{UV}_{G,n} \cdot b \frac{v}{q} \quad (4.1)$$

$$\Delta t_n = t_n - t_{n-1} \quad (4.2)$$

donde, $Q_{UV,n}$ es la energía acumulada incidente por unidad de volumen de agua (kJ/L), Δt_n es el tiempo de monitoreo (seg), $\overline{UV}_{G,n}$ es el promedio de la radiación UV global (W/m²) durante Δt_n , b es el ancho de la sección de flujo (m), v es la velocidad de escurrimiento (m/s), q es el caudal de agua a tratar (L/s). El valor mínimo requerido de energía bajo las condiciones de operación del sistema de tratamiento (Q_{MR}), es de 1,5 (kJ/L) de energía en el espectro de radiación UV-A. Obtenido el valor de Q , la expresión que representa la reducción en concentración de bacterias en el sistema de desinfección es:

$$C_t = C_0 \cdot \exp(-k \cdot Q) \quad (4.3)$$

donde, C_t y C_0 son respectivamente la concentración volumétrica de microorganismos tras un tiempo de exposición t y la concentración inicial, expresadas en UFC/mL, k es una constante de la velocidad de desinfección y Q es la energía acumulada incidente por unidad de volumen de agua (kJ/L) para el tiempo t .

4.3.3. Área total de captación

Para la determinación del área requerida de exposición o zona de tratamiento, es necesario definir :

- Velocidad de escurrimiento.

- Largo permisivo (por restricciones de terreno).
- Caudal a tratar.
- Intensidad de radiación UV-A mínima para el periodo de operación.



La velocidad de flujo en el canal determina el tiempo de residencia de una bacteria en la zona de tratamiento. Por lo anterior, mientras menor sea la velocidad, mayor será el tiempo de exposición de las bacterias a la radiación. Los valores recomendados son inferiores a 10 cm/s con pendientes menores de 1/1.000.



El largo del sistema de tratamiento estará restringido por las características físicas del lugar donde se desee construir, así como también de la velocidad de escurrimiento y de la intensidad de radiación UV-A disponible.



Una expresión que permite estimar el ancho de la sección de flujo del sistema de tratamiento, considerando la mayoría de los factores para el escalamiento del sistema de desinfección, es la (Ecuación 4.4).

$$b = \frac{Q_{MR} \cdot q}{UV_{min} \cdot \Delta t_T \cdot v} \quad (4.4)$$



donde, Δt_T es el tiempo total de exposición (s), UV_{min} es la radiación UV global mínima para el periodo de operación (W/m^2), b es el ancho de la sección de flujo (m), v es la velocidad de escurrimiento (m/s), q es el caudal de agua a tratar (L/s) y Q_{MR} es la energía acumulada incidente mínima por unidad de volumen de agua (kJ/L) o Dosis. El área final del sistema de tratamiento (Figura 4.6), se obtiene de:



$$A_F = b \cdot \Delta t_T \cdot v \quad (4.5)$$



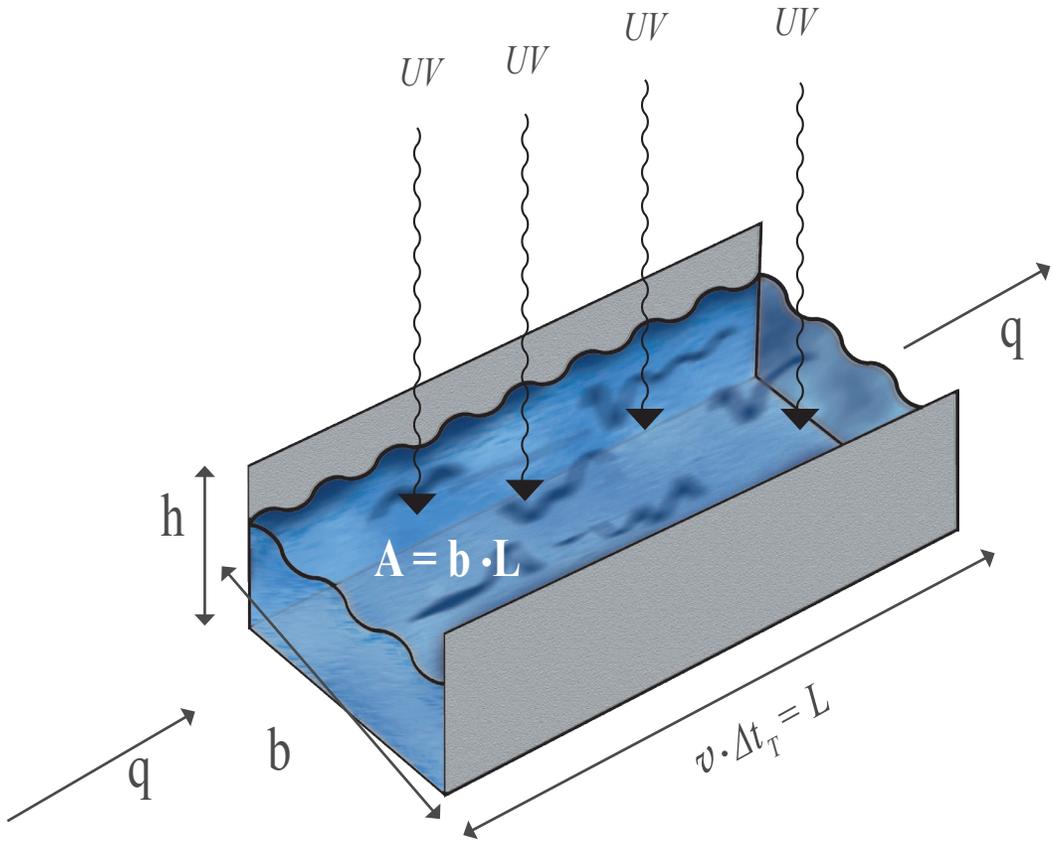


Figura N°4.6: Esquema de parámetros y variables considerados en el diseño.

4.4. Inmovilización del catalizador

En lo referente a la inmovilización del catalizador, se proponen dos métodos. El primero corresponde a la aplicación directa de la mezcla de mortero de cemento con el catalizador incorporado en la preparación. El segundo es la fabricación de losetas de mortero con la misma mezcla de catalizador.

Para la preparación de la mezcla de mortero de cemento, se considera la utilización de una dosificación de 60 L de arena por saco de cemento (42,5 kg), con la incorporación de 10% de TiO_2 en función del peso de cemento utilizado en la preparación del mortero. Los insumos utilizados en la preparación del mortero son:

- Cemento BioBio Especial Puzolánico.
- Arena de diámetro < 2 mm.
- Agua potable (C/W= 0,45).
- Dióxido de titanio Degussa P-25.
- Fibra de vidrio (para fabricación de losetas).

La dosificación utilizada en la fabricación de la mezcla de mortero de cemento, se detalla en el cuadro 4.2.

Dosificación	Cemento	Arena	Agua	TiO_2	Fibra de Vidrio
1:2	42,5 Kg	60 L	17 L	4,25 Kg	100 gr

Cuadro 4.2: Dosificación de mortero de cemento de las losetas de tratamiento.

La preparación y aplicación del mortero de cemento como terminado de la superficie del sistema de tratamiento es similar a la técnica descrita en el “Manual Básico de Construcción en Hormigón” del Instituto del Cemento y del Hormigón de Chile.

Para la fabricación de losetas, el proceso de fabricación se detalla a continuación:

- a) Tamizado de arena < 2mm.
- b) Pesaje de los distintos componentes de la mezcla de mortero de cemento.
- c) Incorporación de los componentes en un trompo mezclador de 80 L, para su homogenización en seco por un tiempo aproximado de 10 minutos.
- d) Adición de agua limpia de impurezas según dosificación, y mezclado por un tiempo de 10 minutos.
- e) Se vierte la pasta de cemento sobre el molde que se encuentra en una mesa de vibración.

- f) Con una guía metálica se desparrama la pasta sobre la placa y se da el acabado superficial (Figura 4.7).



Figura N° 4.7: Acabado superficial de la loseta de tratamiento.

- g) Se extrae la loseta y se deposita en una superficie nivelada y se cubre con un plástico a las 3 horas de su fabricación (ver figura 4.8).



Figura N° 4.8: Periodo de fraguado para su posterior cubrimiento con plástico.

- h) Las losetas se deben mantener cubiertas por un periodo de 30 días, procurando mantener una humedad homogénea durante el periodo de curado.
- i) Al término de este periodo, se procede al lavado de las losetas para remover partículas de catalizador que no quedaron inmobilizadas en la matriz del mortero de cemento.
- j) Terminado el periodo de secado, las losetas están listas para ser pegadas en el fondo del sistema de tratamiento.



II I I APÉNDICE

A. Sedimentadores

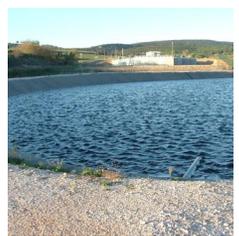
A.1 Ejemplo de diseño

Para determinar la cantidad de sólidos a remover del agua, es necesario realizar mediciones de turbiedad, además, se recomienda realizar ensayos de sedimentación en laboratorio o la determinación de la distribución de diámetros de partículas en suspensión. A partir de estos parámetros, es posible diseñar un sistema de remoción de sólidos que permita mejorar la penetración de fotones en la columna de agua.

Conociendo la distribución del material en suspensión, tanto de tamaño y concentración, se puede seleccionar el menor diámetro del conjunto de partículas que deben ser decantadas para lograr la remoción de una determinada concentración de particulado en suspensión. Con este valor y el de flujo de agua a tratar, podemos comenzar el diseño de los decantadores previos al sistema de tratamiento fotocatalítico.

El cálculo de un sedimentador comienza con una estimación de la velocidad de sedimentación usando la Figura A.1, donde S corresponde al cociente entre la densidad de los sólidos y del líquido. Luego se calcula el número de Reynolds para definir la zona de influencia, debido a la turbulencia que se desarrolla en la frontera partícula-agua.

Para el caso en el cual no sea posible realizar las pruebas de sedimentación y la determinación de distribución de diámetros de partículas en laboratorio, se propone un método aproximado, mediante la utilización de una botella plástica de 2 L. En esta botella se vierte 1,5 L de agua a ser tratada y se agita vigorosamente para resuspender todas las partículas que tuviese el agua. Posteriormente, la botella es depositada sobre una superficie nivelada y con un cronómetro se toma el tiempo de sedimentación necesario para alcanzar un nivel de turbiedad permisible. A partir de la velocidad de sedimentación estimada con la altura de agua y el tiempo de sedimentación, se ingresa a la Figura A.1, donde se obtiene el diámetro mínimo de las partículas a ser sedimentadas. Con estos valores, se procede a calcular el número Reynolds, para definir la zona de influencia.



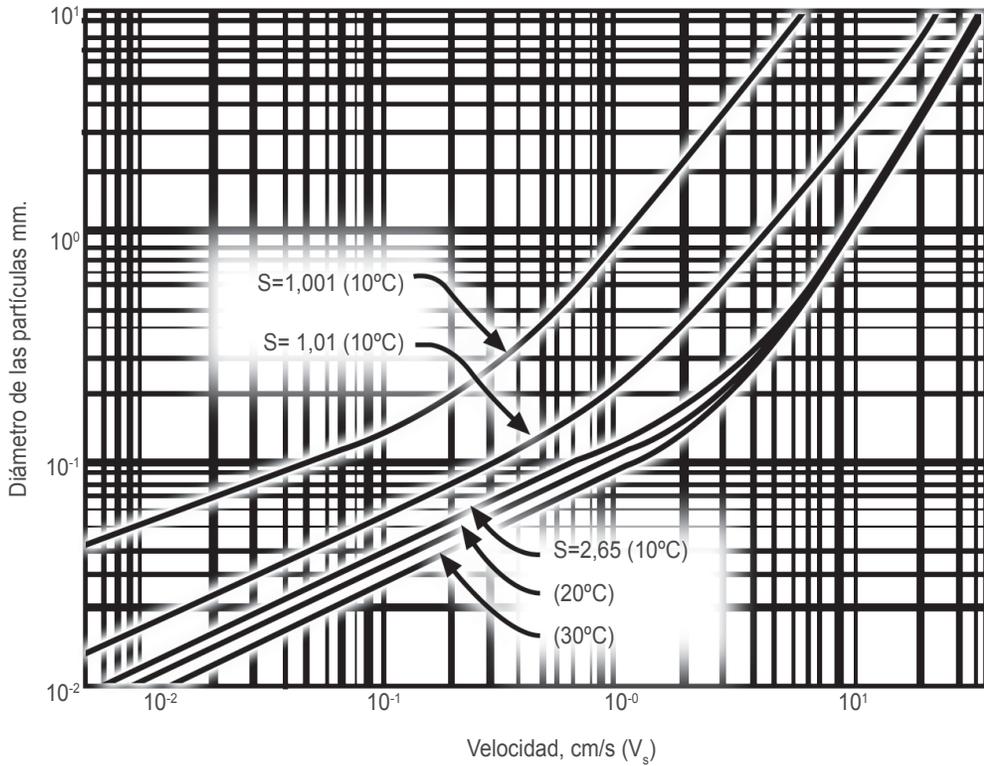


Figura A.1: Relación entre diámetro de partículas y velocidad de sedimentación para distintos S y valores de temperatura.

$$\text{Re} = \frac{d \cdot V_s \cdot \rho_L}{\mu_L} = \frac{d \cdot V_s}{\nu_L} \quad (\text{A.1})$$

donde, ν_L es el valor aproximado de la viscosidad cinemática del fluido (L^2T^{-1} , m^2s^{-1}) (Cuadro A.1).

Cuadro A.1: Valores aproximados de viscosidad cinemática del agua según temperatura.

Temperatura (°C)	Viscosidad cinemática(m ² /s)
0	1.75 x 10 ⁻⁶
5	1.52 x 10 ⁻⁶
10	1.30 x 10 ⁻⁶
15	1.15 x 10 ⁻⁶
20	1.02 x 10 ⁻⁶
25	8.94 x 10 ⁻⁷
30	8.03 x 10 ⁻⁷
35	7.22 x 10 ⁻⁷
40	6.56 x 10 ⁻⁷

En estas zonas, el coeficiente de arrastre cambia según el número de Reynolds, por la siguiente expresión.

$$Cd = \frac{b}{Re^n}$$

donde, los valores de n y b dependen de la zona según (Cuadro A.2):

Cuadro A.2: Valores de n y b para cada zona.

Zona	Re	b	c
Stokes	≤ 2	24	1
Transición	2 < Re ≤ 500	18,5	0,6
Newton	< 500	0,4	0

Continuando, se calcula la velocidad de sedimentación mediante las ecuaciones propuesta para cada zona.

Zona de Stokes

$$Vs = \frac{g}{18\mu_L} \cdot (\rho_s - \rho_l) \cdot d^2 \quad (A.3)$$

Zona de Transición

$$V_S = \left[\frac{4 \cdot g}{55,5} \cdot \left(\frac{\rho_L}{\mu_L} \right)^{0,6} \cdot \left(\frac{\rho_s - \rho_L}{\rho_L} \right) \right]^{0,7143} \cdot d^{1,143} \quad (\text{A.4})$$

Zona de Newton

$$V_S = 1,825 \cdot \sqrt{\frac{g \cdot d}{\rho_L} \cdot (\rho_s - \rho_L)} \quad (\text{A.5})$$

Con la ecuación correspondiente a la zona, se calcula la velocidad de sedimentación y con este valor, se vuelve a calcular el Reynolds (Ecuación A.1) para comprobar que se encuentra en la misma zona. Para la determinación de las dimensiones del sedimentador, se tiene que:

$$V_S = \frac{Q}{L \cdot W} \quad (\text{A.6})$$

donde W es el ancho del sedimentador en metros, L es el largo del sedimentador en metros y Q es el caudal a tratar ($\text{m}^3/\text{día}$) (Figura A.2).

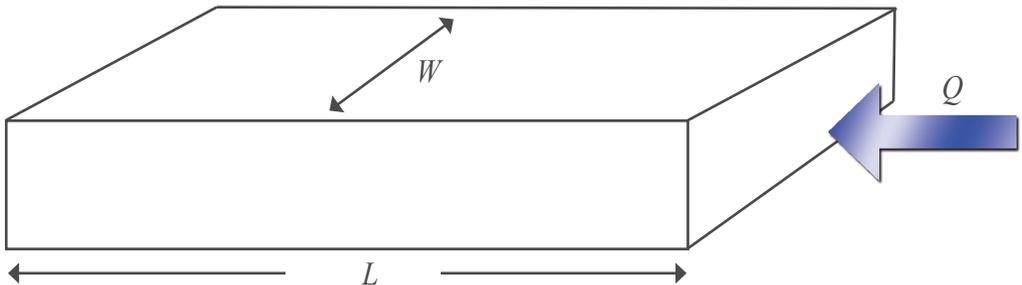


Figura A.2: Esquema de secciones del sedimentador.

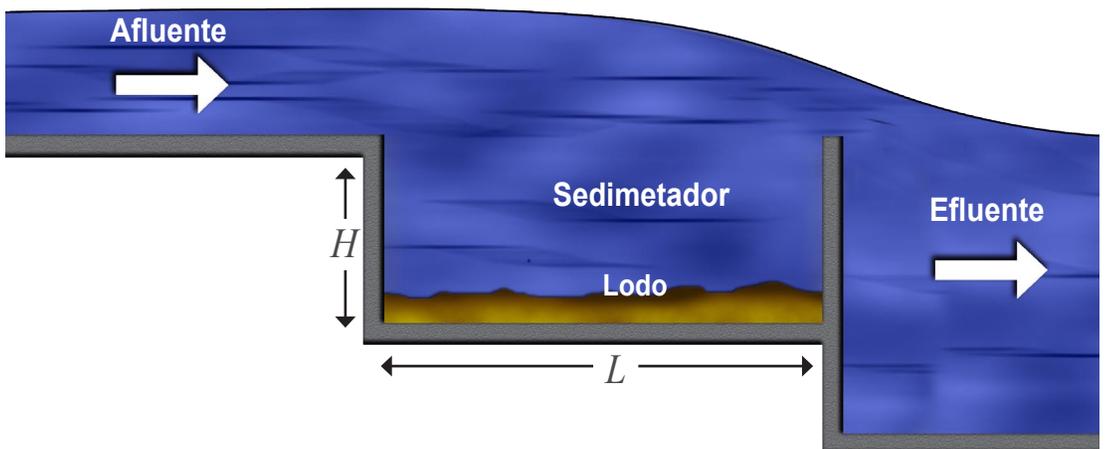
Para determinar el largo, es necesario asignar un ancho arbitrario que dependerá de la disponibilidad de superficie donde se construirá. Debido a que la partícula posee una velocidad horizontal, sobre cierto valor la partícula puede ser arrastrada fuera del sedimentador. Así, se define la velocidad de arrastre (V_c) como:

$$V_c = \sqrt{\frac{\delta \cdot \beta \cdot g \cdot d \cdot (S - 1)}{f}} \quad (\text{A.7})$$

donde β es un factor empírico (arena = 0.04 y para otros materiales = 0.06), g es la fuerza de gravedad, d el diámetro de la partícula y f es el factor de fricción de Darcy-Weissbach, que depende del material del sedimentador. Por otra parte:

$$V_c = \frac{Q}{W \cdot H} \quad (\text{A.8})$$

donde H corresponde a una altura asignada al sedimentador (Figura A.3). Si la velocidad obtenida por la Ecuación A.8 es menor que la resultante de la Ecuación A.7, no se producirá arrastre fuera de la estructura. Con lo cual las medidas de ancho (W), altura (H) y largo (L), serán las adecuadas para sedimentar las partículas que posean diámetro d y mayores que ésta.



Bibliografía

BLESA M.A. y SÁNCHEZ B. 2004. Eliminación de contaminantes por fotocátalisis heterogénea. Red CYTED VIII-G. Editorial Ciemat, Madrid, España.

BLESA M.A., BLANCO J., FERNÁNDEZ A., DU MORTIER C., APELLA M.C., ARAUJO P.Z., GUAGNELLI M., REBOLLAR M., LEAL M.T., LITTER M. I., GROSSI H., NAVNTOFT C., DAWIDOWSKI L., COLLARES-PEREIRA M., RODRÍGUEZ J., CANDAL R.J ., SOLÍS J., ESTRADA W., HERRMANN J. M., MALATO S., RINCÓN A. G., GIRALDO S.A., PULGARÍN C., FRESNADILLO D.G., ORELLANA G., VILLÉN L., JIMÉNEZ-HERNÁNDEZ M.E., IBÁÑEZ P. 2005. Libro del Curso “Posibilidades para la Provisión de Agua Segura Usando Nuevas Tecnologías”, Puerto Iguazú (Argentina), 14-15 de Octubre de 2005. Accesible en 2006 en:
<http://www.psa.es/webesp/projects/solarsafewater/curso.html>

DAVIS M. y CORNWELL D. 1998. Introduction to Environmental Engineering. WCB/McGraw-Hill, Tercera Edición, USA.

DE LA HOZ F., RIVERA D., ARUMI J.L. y MANSILLA H. 2007. Avances en la desinfección de agua de riego por fotocátalisis solar: desarrollo experimental y resultados preliminares. Revista Gestión Ambiental, 14 (En prensa).

COMISION NACIONAL DE RIEGO (CNR). 2007. Manual de tecnologías para mitigar la contaminación de las aguas de riego. Centro Nacional del Medio Ambiente CENMA.



IME Diseño & Comunicación Cel: 09-1302170

