

3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

El agua residual generada por actividades humanas contiene diversas sustancias y propiedades que pueden resultar nocivas para el medio natural. Existen diferentes tecnologías de depuración que tienen como objetivo mitigar estos efectos negativos del vertido de aguas, y que eliminan parte de las sustancias nocivas que éstas contienen.

En función del tipo de tecnología utilizada, se diferencian dos grandes grupos de sistemas de depuración: los convencionales y los naturales. Los convencionales funcionan con energía externa, mientras que los naturales utilizan energía natural. Gracias al aporte exterior de energía, los sistemas convencionales aumentan la velocidad de las reacciones físicas, químicas y bioquímicas de manera que el tratamiento de agua tiene lugar en pocas horas o días. Son sistemas de depuración convencionales los tratamientos físico-químicos, los fangos activados y los filtros percoladores.

Los sistemas naturales en cambio requieren de mucho más tiempo para el tratamiento de las aguas, puesto que los sistemas de depuración tienen lugar al ritmo de crecimiento natural de los microorganismos, vegetación y fauna. Necesitan también de más superficie para alcanzar el mismo grado de depuración que los sistemas convencionales.

Existen dos grupos de sistemas naturales: los basados en el suelo y los basados en el agua. Los basados en el suelo también se conocen como sistemas de aplicación del terreno y se distinguen el saneamiento autónomo, los filtros verdes, la infiltración rápida y la escorrentía superficial. Los basados en el agua son el lagunaje y los humedales (Chico, 2000).

3.1. Humedales

Los humedales naturales son áreas que se encuentran inundadas por aguas superficiales o subterráneas con una frecuencia y duración tales que sean suficientes para mantener condiciones saturadas. Suelen tener aguas con profundidades inferiores a 60 cm con plantas emergentes.

El estudio de los humedales durante años reveló una mejoría de la calidad de las aguas a su paso por ellos. Estas observaciones llevaron al desarrollo de humedales artificiales con el fin de destinarlos al tratamiento de aguas residuales. Estos humedales artificiales son los llamados humedales construidos. Los primeros humedales construidos se

pusieron en funcionamiento a finales de los años 60, y en este momento hay más de 10.000 instalaciones funcionando en todo el mundo. A pesar de que los primeros humedales se usaron para proporcionar tratamientos terciarios, en este momento la principal aplicación es proporcionar tratamientos de tipo secundario. La principal misión de un humedal construido es por tanto la eliminación de materia orgánica (MO) y de los sólidos en suspensión. Aún así también hay humedales construidos que tienen como finalidad la eliminación de metales como el cadmio, el cromo, el hierro,... y de compuestos orgánicos tóxicos de las aguas residuales (Lara, 1999).

3.2. Tipos de humedales construidos

Existen dos tipos de sistemas de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento de agua residual: humedales de flujo superficial (FWS: free water surface) y humedales de flujo subsuperficial (SF: subsurface flow). Ambos se distinguen por la localización de la línea de gradiente hidráulico.

Los FWS son balsas o canales paralelos con la superficie del agua expuesta a la atmósfera y el fondo constituido por material relativamente impermeable, una capa de suelo donde se sustenta la vegetación, y niveles de agua poco profundos (0,1 a 0,6 m). La figura 3.1 muestra un esquema de un humedal FWS.

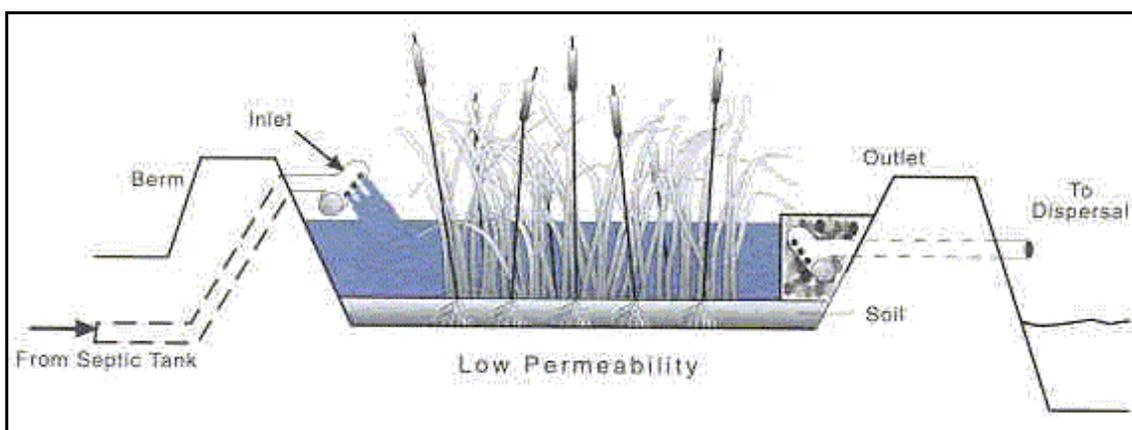


Figura 3.1: Esquema de funcionamiento de un humedal de flujo superficial (FWS), (Clay Township Regional Waste District, 2004).

Los SF son igualmente lechos excavados en el suelo con una barrera que impide la infiltración hacia el subsuelo, pero estos están rellenos de un medio granular, a través del cual circula el agua sin aflorar a la superficie. Son también sistemas poco profundos. El medio granular que contienen debe tener el diámetro suficiente como para permitir el flujo subsuperficial de las aguas residuales durante periodos largos sin llegar a colmatarse. Las raíces de las plantas crecen gracias a los espacios de la porosidad de la grava. La mayoría de los SF funcionan con flujo horizontal continuo, pero existen algunos en Europa que utilizan flujo vertical.

3.3. Comparación entre FWS y SF

Los humedales de flujo subsuperficial presentan básicamente cuatro grandes ventajas con respecto a los humedales de flujo superficial. Estas ventajas son:

- Control de los malos olores, y bajo riesgo de exposición directa a personas o de aparición de insectos, por tratarse de flujos que no afloran a la superficie del humedal.
- Las reacciones biológicas que permiten la eliminación de la MO en los humedales se llevan a cabo por la actividad de microorganismos. Estos microorganismos se adhieren a la superficie del sustrato sumergido. En los humedales de flujo superficial este sustrato lo forma únicamente la capa de suelo del fondo, la porción de plantas sumergida y las plantas muertas que contiene el agua. Sin embargo, en los humedales de flujo subsuperficial, este sustrato está formado por las raíces de las plantas y por la totalidad del medio granular que contiene. Esta superficie es por tanto mucho mayor, lo que da lugar a mejores rendimientos.
- Protección térmica debida a la acumulación de restos vegetales en la superficie y al carácter subsuperficial del flujo.
- No tienen el mismo valor como hábitat que los humedales de flujo superficial, porque el agua no es accesible a los animales. Esto no evita sin embargo la presencia de fauna.

3.4. Componentes de los humedales de flujo subsuperficial

Como puede observarse en la Figura 3.2, los componentes básicos de un humedal de flujo subsuperficial son la capa impermeable del fondo, las estructuras de entrada y salida del flujo, el medio granular y la vegetación.

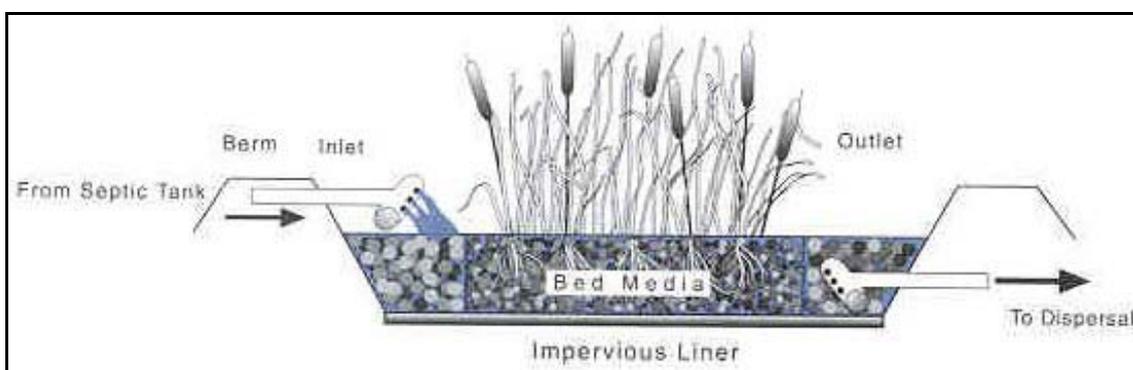


Figura 3.2: Componentes básicos de un humedal de flujo subsuperficial, (Clay Township Regional Waste District, 2004).

3.4.1. Impermeabilización de fondo

Con el fin de impedir que se contamine con agua residual el subsuelo o el agua subterránea, es necesario que en el fondo del humedal se coloque una barrera impermeable. Algunas veces basta una capa de arcilla o los materiales que se encuentran in-situ de forma natural y que pueden ser compactados hasta un estado cercano al impermeable. También pueden hacerse tratamientos químicos, o colocarse una capa de bentonita, asfalto o algún tipo de membrana.

3.4.2. Estructuras de entrada y salida del flujo

Las estructuras de entrada y salida del flujo deben asegurar la distribución y recogida uniforme del agua que circula por el humedal. El agua residual es recogida por una o varias arquetas y mediante vertederos es distribuida a la cabecera de los humedales. Como medida de seguridad, en la arqueta de entrada se dispone de un by-pass que evita excesos de caudal y permite el vaciado para el mantenimiento.

La entrada al humedal se hace normalmente mediante tubos perforados en diversos puntos que evitan zonas de descarga puntual que puedan crear flujos de agua preferenciales. El tubo está colocado en la parte superior en una zona de grava gruesa. Esto permite una infiltración rápida y uniforme del agua hacia el humedal.

La recogida se realiza también mediante tuberías perforadas que se instalan en el fondo de los lechos y están rodeadas de material granular similar al de la entrada. Conducen el agua a vertederos de altura graduable que permiten el control del nivel del agua dentro del humedal.

3.4.3. Medio granular

La principal característica que debe cumplir el medio granular es que la permeabilidad sea suficiente como para permitir el paso del agua. El diámetro puede oscilar entre 0,3 cm (grava fina) y 16 cm (piedra), aunque lo más habitual es que sea una combinación de diámetros entre 0,3 y 1 cm.

El medio granular debe estar limpio y ser resistente y durable para que mantenga su forma y permeabilidad a lo largo del tiempo. También debe permitir el crecimiento de las plantas, así como el de las bacterias.

En la Tabla 3.1 se muestran las principales características de los medios granulares más utilizados en la construcción de humedales de flujo subsuperficial.

Tabla 3.1: Características de los medios granulares usados en los humedales construidos de flujo subsuperficial (Arias, 1998).

Material	Tamaño efectivo, D ₁₀ (mm)	Porosidad (%)	Conductividad hidráulica (m/d)
Arenas gradadas	2	28 – 32	100 – 1.000
Arenas gravosas	8	30 – 35	500 – 5.000
Gravas finas	16	35 – 38	1.000 – 10.000
Gravas medianas	32	36– 40	10.000 – 50.000
Rocas pequeñas	128	38 – 45	50.000 – 250.000

3.4.4. Vegetación

La vegetación presente en los humedales cumple varias funciones. Estas son:

- Proporcionar superficies para la formación de biopelículas
- Facilitar la filtración y la adsorción de los constituyentes del agua residual
- Mejorar la transferencia de oxígeno a la columna de agua

La transferencia de oxígeno que proporciona la vegetación tan solo permite crear microambientes aeróbicos en los rizomas; la mayoría de la zona sumergida de los humedales de flujo subsuperficial está en condiciones anaeróbicas. Aunque esta falta de oxígeno limita la eliminación biológica del amoníaco, no afecta irreversiblemente a la eliminación de MES y de materia orgánica.

Algunos estudios recientes que han comparado la eliminación de contaminantes en humedales con y sin plantas han demostrado que no existen diferencias significativas entre ambos (Liehr, 2000; Young et al., 2000).

Otros efectos positivos de la vegetación sobre los humedales son el asilamiento térmico en invierno debido a la acumulación de restos de las plantas en el lecho y la estabilización del medio granular. Los huecos que dejan las raíces y los rizomas de las plantas al morir pueden causar un pequeño incremento de la conductividad hidráulica del suelo.

El tipo de vegetación más utilizada en los humedales de flujo subsuperficial es el carrizo (*Phragmites australis*), la espadaña (*Typha latifolia*) y el junco de laguna (*Scirpus lacustris*). En los humedales artificiales europeos, la especie más usada es el carrizo, mientras que en Estados Unidos lo más habitual es una combinación de juncos de laguna y espadañas.

En la Tabla 3.2 se resumen los tipos más comunes de vegetación de los humedales construidos, así como las condiciones en que deben mantenerse.

Tabla 3.2: Especies de plantas emergentes más utilizadas para depuración de aguas residuales y condiciones de mantenimiento

Familia	Nombre científico	Nombres comunes	Temperatura adecuada, °C	Máxima salinidad tolerable, ‰	Rango adecuado de pH
Ciperáceas	<i>Carex sp.</i>	-	14-32	20	5-7.5
	<i>Eleocharis sp.</i>	-			
	<i>Scirpus lacustris L. (*)</i>	Junco de laguna			
Gramíneas	<i>Glyceria fluitans (L.) R. Br.</i>	Hierba del maná Carrizo	12-23	45	2-8
	<i>Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel (*)</i>				
Iridáceas	<i>Iris pseudacorus L.</i>	Lirio amarillo, espadaña fina			
Juncáceas	<i>Juncus sp.</i>	Juncos	16-26	20	5-7.5
Tifáceas	<i>Thypha sp</i>	Eneas, aneas, espadañas.	10-30	30	4-10

3.5. Mecanismos de eliminación de contaminantes

Existen una gran variedad de procesos físicos, químicos y biológicos que participan en la eliminación de contaminantes a lo largo de un humedal de flujo subsuperficial. Son la filtración, la degradación aeróbica y anaeróbica, la nitrificación y desnitrificación, la asimilación por las plantas y la adsorción por matriz.

A continuación se describen los métodos de eliminación que intervienen para cada tipo de contaminante presente en las aguas residuales.

3.5.1. Materia en suspensión

El mecanismo responsable de la eliminación de la materia en suspensión (MES) en los humedales de flujo subsuperficial es la retención física en el medio granular. Los

procesos físicos que la comprenden son la adsorción, el choque con otras partículas, la coagulación y los mecanismos de la filtración (efecto tamiz e intercepción directa). Como se verá en el capítulo 4, la eliminación de MES se da principalmente al inicio del humedal.

El principal problema de los humedales en cuanto a la eliminación de MES es que puede darse una producción de MES en su interior. Una de las fuentes de aportación de MES es la descomposición de los macrofitos (rizomas y raíces) y de partículas que quedan depositadas en la superficie. Sin embargo el motivo más importante es la resuspensión de partículas que habían quedado retenidas en los primeros metros del humedal. Este fenómeno se agrava si se aumenta la velocidad de circulación del agua en el humedal.

Hay que controlar que la carga superficial de materia en suspensión a la entrada del humedal no sea superior a 20g MES/m²/d para evitar la colmatación (García et al., 2001).

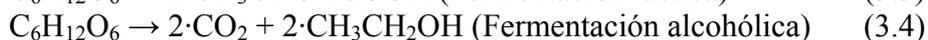
3.5.2. Materia orgánica

Los mecanismos de eliminación de la MO son diferentes en función de si se encuentra en forma disuelta o particulada. La MO particulada forma parte de la MES, y por lo tanto se elimina por los procesos explicados en el apartado anterior. La que se encuentra en forma disuelta se elimina mediante la respiración microbiana. Este proceso puede ser aeróbico o anaeróbico dependiendo de factores ambientales como la composición del agua residual, la profundidad del lecho o la temperatura.

La degradación aeróbica de la MO la llevan a cabo bacterias aeróbicas heterótrofas y se rige por la siguiente reacción simplificada:

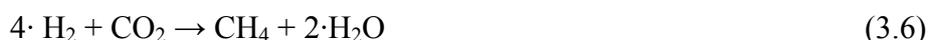


En las zonas del humedal donde no existe oxígeno, o su presencia es muy baja, la degradación de la MO se lleva a cabo por respiración anaeróbica. Este tipo de degradación la realizan bacterias heterótrofas anaeróbicas estrictas o facultativas. En la primera etapa de la fermentación se obtiene ácidos grasos (acético y láctico), alcoholes (etanol) y gases (CO₂ y H₂). Las reacciones son las siguientes:

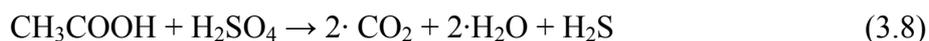


En una segunda etapa, otros grupos de bacterias utilizan estos productos de la fermentación y los degradan a moléculas más elementales en diferentes procesos. Estos procesos son:

1) Metanogénesis:



2) Sulfatoreducción



3) Desnitrificación



La degradación aeróbica es más rápida y completa que al anaeróbica, por lo que es conveniente diseñar los humedales para que mantengan condiciones aeróbicas en su interior. Además la degradación aeróbica no da los problemas de malos olores que de la anaeróbica.

3.5.3. Nitrógeno

El nitrógeno se puede encontrar en tres formas: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y nitrógeno oxidado (nitratos y nitritos).

El nitrógeno orgánico se encuentra fundamentalmente asociado a la MES, y por lo tanto se elimina juntamente con ella.

El nitrógeno amoniacal en los humedales de flujo subsuperficial se elimina principalmente por nitrificación. El amoníaco del efluente y el convertido a partir del nitrógeno orgánico se adsorbe temporalmente, mediante reacciones de intercambio iónico sobre las partículas del medio y sobre las partículas orgánicas con carga. Después puede ser consumido por la vegetación y las bacterias, o por nitrificación en condiciones aeróbicas.

El nitrógeno que está en forma de nitratos (NO_3^-) es químicamente muy estable y muy soluble en el agua. La carga negativa global de los nitratos es repelida por las partículas del suelo que tienen habitualmente también carga negativa. Esto hace que los nitratos no queden retenidos a lo largo del humedal. El proceso por el cual son eliminados es la desnitrificación biológica y la posterior liberación de óxido nitroso y nitrógeno molecular a la atmósfera. Este proceso lo llevan a cabo bacterias facultativas en condiciones anaeróbicas. La reacción que se sigue es:



Para facilitar la desnitrificación hay que fomentar que haya zonas anóxicas (Castro, 2003).

3.6. Influencia de la distribución de tamaños de partículas en la eliminación de contaminantes en aguas residuales

Las aguas residuales contienen gran variedad de contaminantes en formas muy distintas, desde sólidos en de gran tamaño como pueden ser plásticos a MO disuelta. Una vez sometidas a un pretratamiento en el que se eliminan los componentes más groseros, el agua residual contiene partículas que se pueden dividir según su tamaño en:

- Disueltas: $\Phi < 0,001 \mu\text{m}$
- Coloidales: $0,001 \mu\text{m} < \Phi < 1 \mu\text{m}$
- Supracoloidales: $1 \mu\text{m} < \Phi < 100 \mu\text{m}$
- Sedimentables: $\Phi > 100 \mu\text{m}$

El conteo de la cantidad de partículas de cada tamaño puede ser una herramienta muy útil en el tratamiento de aguas. A pesar de que el tamaño de las partículas es un indicador fiable del proceso por el que van a ser eliminadas (tamizado, digestión y precipitación), es habitual en el tratamiento de aguas usar parámetros como la MES o la DBO que engloban partículas de tamaños diferenciados en varios órdenes de magnitud. Por este motivo a la hora de evaluar el rendimiento o la cinética de eliminación de este tipo de parámetros en un sistema, es importante saber en qué proporción de tamaños se presentan las partículas en el agua a tratar.

El conocimiento de la distribución de tamaños de partículas ofrece también ventajas frente a otras medidas de la cantidad de materia, como en el caso de la turbidez. Ésta es una medida de la dispersión de la luz al atravesar una muestra de agua. La dispersión tiene que ver no sólo con la cantidad y tamaño de las partículas, sino también con su forma, índice de refracción, etc. Debido a ello, dos muestras de aguas con distribuciones de partículas muy diferentes, pueden tener igual medida de turbidez (Tate et al. 1978)

3.7. Resumen de los artículos más destacados sobre la influencia de la distribución de tamaños de partículas en la eliminación de contaminantes en aguas residuales

Revisión de los parámetros cinéticos en humedales construidos. Tchobanoglous (2003). 1st internacional seminal on the use of aquatic macrophytes for wastewater tratment in construccted wetlands, 137 – 149.

Este artículo discute la utilización de constantes cinéticas de primer orden a la hora de modelizar los procesos de eliminación de contaminantes como la MES o la DBO en los humedales construidos.

Según el autor, el uso de constantes a lo largo de todo el recorrido del agua en un humedal carece de sentido físico, puesto que son constantes que engloban muchos procesos. Estos procesos van variando en tanto que la composición del agua también lo hace al pasar por el humedal.

Tradicionalmente, los modelos de eliminación de contaminantes son de primer orden, del tipo:

$$r_C = -K_v C \quad (3.11)$$

donde:

- $r_C \equiv$ tasa de contaminante eliminada por unidad de tiempo y de volumen, g/(l·d)
- $K_v \equiv$ constante de eliminación de contaminante, 1/d
- $C \equiv$ concentración de contaminante, g/l

También existen modelos basados en área y no en volumen, pero se relacionan de forma directa si la profundidad es constante a lo largo del humedal.

En el caso de la MES, el autor mantiene que su eliminación está directamente relacionada con la distribución de tamaños de las partículas del agua circulante. Se puede comprobar que la constante de eliminación en un punto del humedal es generalmente mayor que en otro punto más avanzado del recorrido del agua, siendo este fenómeno mucho más notable en el inicio del humedal. El autor relaciona esta variación con el hecho de que las partículas de tamaño mayor quedan retenidas en los primeros metros del humedal. Para solucionar esta carencia del modelo de primer orden, Tchobanoglous propone un modelo con constante retardada. Para cada instante existe una constante aparente que se relaciona con una constante inicial del siguiente modo:

$$K_{ap} = \frac{K_{0(ap)}}{(1 + R_x x)^n} = \frac{K_{0(ap)}}{(1 + R_t t)^n} \quad (3.12)$$

donde

- $K_{ap} \equiv$ constante de eliminación aparente en el instante de tiempo t, 1/d
- $K_{0(ap)} \equiv$ constante de eliminación global inicial en t = 0, 1/d
- $R_x \equiv$ coeficiente de retardo basado en la distancia, 1/m
- $x \equiv$ distancia, m
- $n \equiv$ exponente relacionado con el contaminante eliminado, adimensional
- $R_t \equiv$ coeficiente de retardo basado en el tiempo, 1/d
- $t \equiv$ tiempo, d

Si se aplica este concepto a un reactor de flujo en pistón, se obtiene que la expresión de la concentración de MES en un punto dado y asumiendo que n = 1, es:

$$C = C_0 \exp \left[-\frac{K_{ap}}{R_t} \ln (1 + R_t t) \right] \quad (3.13)$$

En la modelización de la eliminación de la DBO, hay el problema añadido de que puede estar presente en forma soluble, coloidal o particulada. Además la eliminación puede darse por vía aeróbica, anaeróbica o por mecanismos físicos, como floculación y

sedimentación, y pueden darse de forma simultánea. Esto implica que la hipótesis de una constante única es menos razonable incluso que en el caso de la MES. La eliminación de DBO también puede modelizarse con un modelo de constante retardada y la expresión obtenida es del tipo descrito anteriormente.

Contaminantes particulados en aguas residuales: comparación de técnicas de medición y distribuciones de partículas. Levine y Tchobanoglous (2001). Fluid Particle Separation Journal, 4, 1, 89-106.

La motivación del presente artículo es el hecho de que la eficiencia de procesos físicos como la floculación, la sedimentación, la filtración, o biológicos como la hidrólisis, así como la medida de coeficientes de transporte máscicos, dependen en una u otra medida de los tamaños de las partículas presentes en el agua. Se pretende definir, después de una revisión exhaustiva, cuáles son los métodos idóneos para medir e interpretar las distribuciones de partículas.

La caracterización de las partículas de forma individual se hace mediante la determinación de una longitud característica. Después se determina una longitud media, que estará estrictamente relacionada con el método de medición utilizado. A partir de esta medida, y asimilando las partículas a esferas, pueden obtenerse superficies y volúmenes medios de partículas. Sin embargo esta asimilación comporta errores, porque la forma de las partículas influye activamente en procesos como su transporte. Para tener en cuenta este fenómeno es necesario recurrir a constantes empíricas que corrijen este error metódico.

Las distribuciones más habituales de partículas en aguas residuales son normales o lognormales. También pueden ajustarse a distribuciones tipo Weibull o Rosin Rammler.

Hay muchos métodos para determinar la distribución de partículas en un agua: con microscopios ópticos y electrónicos, contadores electrónicos basados en cambios de conductividad y técnicas de separación como la sedimentación o la filtración, etc Para cada rango de tamaños de partículas los autores determinan cuáles son los métodos de medición idóneos y cuáles son las ventajas de unos frente a los otros.

Por último se hace una revisión de los distintos procesos analíticos que se han utilizado para separar muestras en rangos de tamaños.

La conclusión de este artículo es que en función del objetivo de la identificación de la distribución de tamaños de partículas, se debe utilizar un método u otro. Pero dado que en todos los casos el tamaño de partícula crítico en el tratamiento de aguas es el supracoloidal (1-100 μm), cualquiera que sea el método escogido deberá ser capaz de medir y determinar este rango de forma fiable. Concluye también que un método será tanto más fiable cuanto mejor se correlacione con balances máscicos de sólidos, de materia orgánica o con otros parámetros característicos de aguas residuales.

Distribuciones de tamaños para contaminantes particulados en aguas residuales y su impacto en el tratamiento. Levine y Tchobanoglous (1990). Water Research, 25, 8, 911-922.

El objetivo del artículo es determinar bajo qué condiciones la distribución de tamaños de las partículas de los afluentes afecta a los aspectos cinéticos en procesos de tratamiento convencionales y de alta carga. Se discuten los beneficios de pretratamientos que tienen por objetivo modificar la distribución de tamaños de partículas del agua.

Se parte del hecho que los contaminantes en un agua residual son mezclas de partículas orgánicas e inorgánicas que tienen tamaños muy variados que pueden ir desde menos de 0,001 μm hasta 100 μm

Se observa de anteriores muestreos que una parte significativa de las partículas contenidas en aguas residuales no tratadas pertenece al rango coloidal y supracoloidal. También se observa que durante los tratamientos biológicos hay una producción de este rango de partículas, lo cual dificulta notablemente la interpretación de los resultados. Se comprueba también que aproximadamente el 90% de la MO se encuentra en forma de partículas sedimentables.

A la vista de los resultados obtenidos a partir de ensayos hechos con membranas de filtración en efluentes de plantas de tratamiento primario y de distintos tratamientos biológicos, los autores concluyen que después de un tratamiento biológico aeróbico el tamaño de partícula que queda en el agua es el macrocoloidal (1-10 μm). Para evitarlo se propone algún pretratamiento que disminuya la cantidad de partículas de este tamaño, como puede ser el uso de coagulantes químicos que mejoren la Este tipo de pretratamiento es mucho más efectivo y necesario en tratamientos de alta carga.

En los tratamientos anaeróbicos sin embargo no se presenta este problema, puesto que este tamaño de partículas es eliminado de forma efectiva.

Efectos de la clasificación de contaminantes en el diseño de humedales para tratamiento de aguas. Kadlec (2003). Ecological engineering, 20, 1-16.

En este artículo se estudia cómo los tiempos de permanencia y las constantes cinéticas de primer orden varían en relación a propiedades características de los humedales que a su vez varían a lo largo de estos, y se intenta determinar qué modelo define mejor este comportamiento a lo largo del humedal.

Los distintos elementos del agua residual tienen tiempos de permanencia diferentes en los humedales dependiendo del camino que siguen y debido a la dispersión que hay en el interior de él. Podemos determinar por lo tanto distribuciones de probabilidad de los tiempos de permanencia dentro del humedal (DTD, *detention time distribution*). Este fenómeno es el causante de que los humedales no se comporten como un reactor de flujo en pistón.

Si se asume que cada rango de tamaño de partículas de cada tipo de contaminante se eliminará por procesos distintos según un modelo de primer orden, podemos suponer que existe una distribución de constantes cinéticas de eliminación en función de los tamaños $f(k)$. A esta distribución se le llama distribución $k(kVD)$.

El autor pone en duda la necesidad de introducir en la literatura el modelo de k retardada anteriormente explicado. Mantiene que el modelo de tanques en serie (TIS) es una formulación análoga a la k retardada, y que describe de forma adecuada el comportamiento de cualquier especie en el humedal y cualquier DTD.

Existen también los modelos $k-C^*$. Estos modelos incluyen una concentración de fondo del contaminante estudiado (*background*). Esta concentración de fondo puede ser causada por el hecho de que haya una cierta concentración de contaminante ya existente dentro del humedal, o porque este contaminante se vaya creando a lo largo de éste.

Los ingenieros se han acostumbrado a usar modelos del tipo “*black box*”, en los que a pesar de desconocer los procesos internos del humedal, se llega a base de prueba y error a determinar cómo es la evolución de los contaminantes. Aunque casi nunca se hace de forma genérica, sino para un caso concreto. Los científicos intentan determinar cómo son estos procesos, pero dada su complejidad no hay buenos modelos propuestos.

El principal problema a la hora de modelizar estos comportamientos es que hay parámetros intrínsecos del humedal que no se tienen en cuenta en los modelos y que sin embargo influyen en los tiempos de permanencia y en la forma de eliminación de los contaminantes. Por eso es poco probable que un modelo que se ajuste bien en un humedal, dé buenos resultados en otro con características distintas.

Tratamientos preliminares en humedales construidos. Tchobanoglous (2003). Revista, Número, 13–33.

El pretratamiento de un agua residual tiene como objetivo principal eliminar materiales que puedan interferir con la efectividad de los tratamientos a los que se someterá aguas abajo o con el equipo que los realiza. El pretratamiento es un proceso que sirve básicamente para eliminar los grandes sólidos y parte de la concentración de contaminantes como la MO, la MES, etc.

En este artículo se hace un revisión exhaustiva de cuáles son los pretratamientos existentes y cómo de adecuada es su aplicación en humedales construidos. Se enumeran uno por uno y se especifica cuál es su efecto sobre el agua, a qué contaminantes y a qué rango de tamaños de partículas afectan.

El autor concluye que a la vista de los métodos de pretratamiento y combinaciones existentes, es necesario definir cómo será dicho pretratamiento si queremos hacer un diseño óptimo del humedal. Al someter al agua a este tipo de procesos, estamos cambiando también su distribución de tamaños de partículas, así que es importante también conocer cómo es esta distribución a la entrada del humedal para poder entender mejor la eliminación de parámetros que engloban especies diferentes, como DBO o TOC, o la MES.

3.8. Modelización cinética de la eliminación de partículas en los humedales

La modelización cinética servirá para describir la eliminación de contaminantes en los humedales. El objetivo de ello es valorar y cuantificar los rendimientos de eliminación que podemos esperar en el futuro en dichos humedales.

El principio básico que usa la modelización cinética es el de conservación de la masa aplicada a un volumen de control. Con este objetivo se realizan una serie de hipótesis:

- El caudal entrante es igual al caudal saliente
- No existe evotranspiración en el fluido del interior del volumen de control
- El fluido en el volumen de control está totalmente mezclado

Teniendo en cuenta estas hipótesis se plantea un balance de masa que puede resumirse como: (masa entrante - masa saliente - masa eliminada por reacciones) = masa almacenada

Matemáticamente, este concepto se expresa según la ecuación 3.14:

$$A_0 \cdot Q - A_f \cdot Q - r_A = V \cdot \frac{dA}{dt} \quad (3.14)$$

donde:

- $A_0 \equiv$ Cantidad de contaminante que entra en el reactor, mg/l
- $A_f \equiv$ Cantidad de contaminante que sale del reactor, mg/l
- $Q \equiv$ Caudal entrante y saliente del reactor, l/d
- $r_A \equiv$ Constante de eliminación del contaminante, mg/d
- $V \equiv$ Volumen de control, l

La expresión por la que se rige la constante de eliminación del contaminante, nos define el tipo de reacción de la expresión, como muestra la Tabla 3.3.

Tabla 3.3: Orden de la modelización en función de la expresión de r

Tipo de reacción	Expresión de r
orden cero	$r = \pm k$
1 ^{er} orden	$r = \pm kC$ $r = \pm k(C - C_s)$ $r = \pm \frac{kC}{K + C}$ (tipo saturado)
2 ^o orden	$r = \pm \frac{kC}{(1 + Rt)^n}$ (1 ^{er} orden con retardo) $r = \pm kC^2$ $r = \pm kC_A C_B$

En el caso de la MO, la cinética de variación de primer orden es la que mejor describe su eliminación en un agua residual (USEPA, 1988; Reed, 1995).

3.8.1. Cinética de reactores

Las reacciones bioquímicas en los humedales y el rendimiento de eliminación de contaminantes pueden ser descritos mediante modelos hidráulicos basados en el uso de modelos conocidos de reactores ideales, a los que se les añaden las expresiones de balance de masa anteriormente explicadas.

Es posible construir gran variedad de modelos. A la vista de resultados obtenidos con anterioridad (Chiva, 2002), se ha optado por usar en este trabajo cuatro modelos sobradamente conocidos:

- Reactor de flujo en pistón
- Reactor de flujo en pistón con retardo
- Reactor de flujo en pistón con dispersión longitudinal
- Reactores de mezcla completa en serie

A continuación se explica la base teórica de cada uno de estos modelos.

3.8.2. Reactor de flujo en pistón (PF)

La base teórica de los reactores de flujo en pistón (Figura 3.3) ideal admite como cierta la hipótesis de que para todo diferencial de volumen del interior del reactor, éste no sufre ningún tipo de mezcla con los diferenciales inmediatamente anteriores y posteriores. Esto es idéntico a decir que no existe dispersión alguna en el interior del reactor.

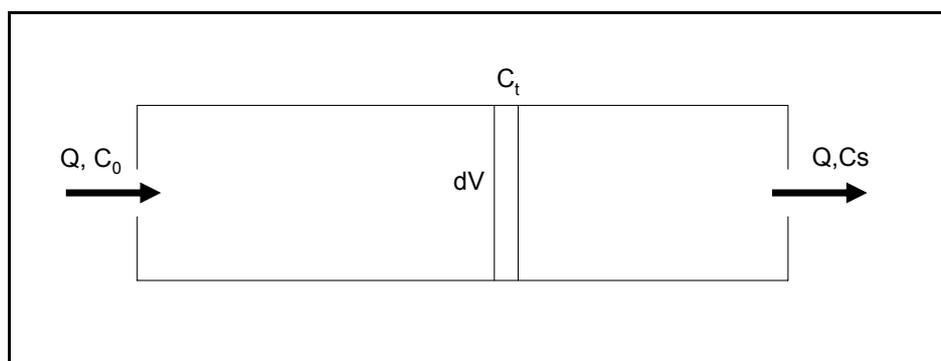


Figura 3.3: Esquema de funcionamiento de un reactor de flujo en pistón.

De este modo todas las partículas permanecen en el reactor el mismo periodo de tiempo. La función de distribución del tiempo de residencia de las partículas es una función delta de Dirac.

El balance de masa teniendo en cuenta las características anteriormente expuestas es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} dV = QC_x + QC_{x+dx} + r_A dV \quad (3.15)$$

donde:

$C \equiv$ Concentración de contaminante, mg/l

$Q \equiv$ Caudal, l/d

$r_a \equiv$ Constante de eliminación del contaminante, mg/d

$V \equiv$ Volumen de control, l

Considerando flujo permanente ($\frac{\partial C}{\partial t} = 0$) y una reacción de orden uno ($r = -kC$), e integrando entre los intervalos (C_i, C_t), ($0, t$), correspondientes a las concentraciones y tiempos de entrada y para el instante t del humedal, se obtiene la expresión que rige la eliminación del contaminante en el tiempo a lo largo del humedal. Esta resulta:

$$C_t = C_i \exp(-Kt) \quad (3.16)$$

3.8.3. Reactor de flujo en pistón con retardo (RPF)

El modelo de flujo en pistón con retardo se usa cuando se considera que la constante de reacción cambia con la distancia y el tiempo. Este es un fenómeno conocido para el caso que nos ocupa (USEPA, 2000; Tchobanoglous, 2003). A lo largo del humedal las concentraciones de contaminantes varían de forma que por lo general el valor de k va disminuyendo a medida que el agua avanza en el humedal.

La expresión del balance de masa en un reactor RPF, con tasa de reacción de primer orden es la siguiente:

$$\frac{dC}{C} = -\frac{k_{ap}}{(1 + Rt)^n} dt \quad (3.17)$$

donde R es la constante de retardo del reactor, y n es un exponente relacionado con el tipo de contaminante que está siendo eliminado.

Integrando de forma similar a como se hizo en el caso del PF, se obtiene que:

$$C_t = C_i \exp\left[-\frac{k_{ap}}{R} \ln(1 + Rt)\right] \quad (n = 1) \quad (3.18)$$

$$C_t = C_i \exp\left\{-\frac{k_{ap}}{R(n-1)} \left[1 - \frac{1}{(1 + Rt)^{n-1}}\right]\right\} \quad (n \neq 1) \quad (3.19)$$

3.8.4. Reactor de flujo en pistón con dispersión longitudinal

En este caso la ecuación que rige este tipo de reactor tiene en cuenta los procesos de difusión y dispersión relacionados con el flujo en el humedal. La ecuación que describe el modelo es:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.20)$$

Despreciando la influencia de la advección (v_x) y adimensionalizando la ecuación, tenemos la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{\partial C}{\partial \theta} = \left(\frac{D}{uL}\right) \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{\partial C}{\partial z} \quad (3.21)$$

con

$$\theta = \frac{t}{\tau} \quad \tau = \frac{L}{u} \quad z = \frac{(ut + x)}{L} \quad (3.22)$$

donde:

$t \equiv$ tiempo de estancia del agua en el humedal, d

$L \equiv$ longitud del humedal, m

$u \equiv$ velocidad de circulación del agua en el humedal, m/d

$D \equiv$ dispersión, m^2/d

La constante $d = \frac{D}{uL}$ es el número de dispersión del humedal (adimensional).

La solución a la ecuación, considerando una tasa de reacción de primer orden (Levenspiel, 1972), es la siguiente:

$$C_t = C_i \frac{4a \exp\left(\frac{1}{2d}\right)}{(1+a)^2 \exp\left(\frac{a}{2d}\right) - (1-a)^2 \exp\left(-\frac{a}{2d}\right)} \quad (3.23)$$

En este caso, las constantes de reacción y de dispersión se encuentran de forma implícita en los coeficientes a y d (factor de dispersión) de la expresión. Como se muestra:

$$a = \sqrt{1 + 4D_a d}$$

$$D_a = Kt \equiv \text{Coeficiente de Damköhler}$$

$$d = \frac{D}{uL}$$

El número de dispersión (d) determina en esta ecuación el tipo de flujo en el humedal. Valores de dispersión elevados indican modelos semejantes a reactores de mezcla completa, mientras que dispersiones pequeñas indican comportamientos similares a reactores de flujo en pistón.

3.8.5. Reactores de mezcla completa en serie (CST)

El modelo de reactores de mezcla completa en serie se basa en la modelización mediante varios reactores de mezcla completa dispuestos de forma consecutiva, de manera que el efluente de uno de ellos es el afluente del siguiente. Para explicar el funcionamiento de este método, se explica a continuación la base teórica de los reactores de mezcla completa ideales.

Un reactor de mezcla completa es aquel en que la masa de un contaminante inyectada en el reactor se reparte de forma instantánea y uniforme en todo el volumen del reactor, de forma que dos puntos cualesquiera del mismo tienen en todo momento idéntica concentración de contaminante, aunque esta varíe con el tiempo. Se muestra un esquema de un reactor de mezcla completa en la Figura 3.4:

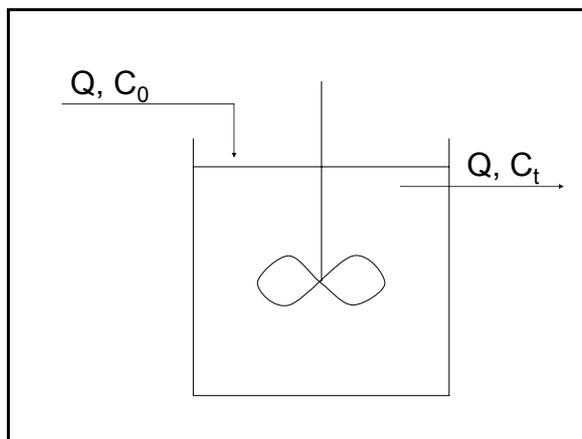


Figura 3.4: Esquema de funcionamiento de un reactor de mezcla completa.

Al realizar el balance de masa, se obtiene la siguiente ecuación:

$$\frac{dC}{dt}V = QC_0 - QC + r_A V \quad (3.24)$$

Considerando, como hasta ahora, que la tasa de eliminación del contaminante es de primer orden ($r_A = kC$), la ecuación se simplifica a la siguiente expresión:

$$C' + \mu C = C_0 \frac{Q}{V} \quad (3.25)$$

donde

$$C' = \frac{dC}{dt} \quad \mu = \frac{k + Q}{V}$$

Integrando esta ecuación del modo que se hizo para los otros casos, obtenemos una solución del tipo:

$$C = \frac{QC_0}{V\mu} (1 - \exp(-\mu t)) + C_0 \exp(-\mu t) \quad (3.26)$$

Para simular que en vez de un solo reactor de mezcla completa se tienen n reactores, se formula una ecuación de balance para cada uno de ellos y se impone la condición de que la concentración saliente en cada reactor es igual a la entrante en el reactor inmediatamente posterior, condición que podemos expresar como:

$$C_{in}^i = C_{out}^{i-1} \quad (3.27)$$

Una vez aplicada esta condición, obtenemos que la ecuación que modeliza la concentración de contaminante a la salida del último reactor es:

$$C_n = \frac{C_0}{\left[1 + \frac{kV}{nQ}\right]^n} \quad (3.28)$$

A la vista de los resultados obtenidos en campañas anteriores llevadas a cabo en los mismos humedales de que ocupa esta tesina, se ha considerado adecuado añadir a este modelo de tanques en serie (TIS), un reactor de flujo en pistón antes de la serie de reactores de mezcla completa (Chiva, 2003). Podemos esquematizar este modelo teórico según muestra la Figura 3.5.

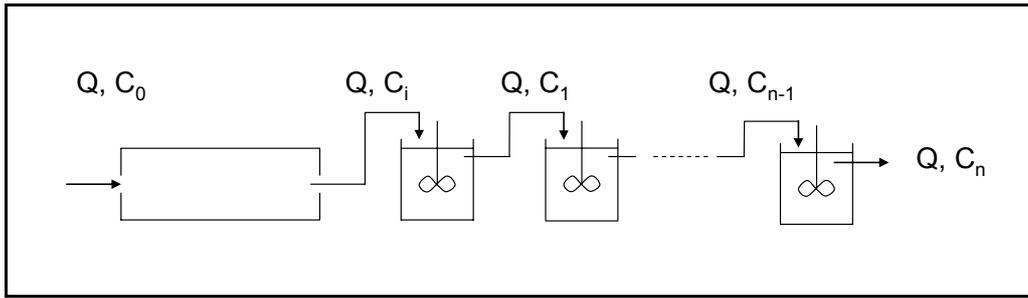


Figura 3.5: Esquema de funcionamiento de un sistema de n tanques de mezcla completa en serie con un reactor de flujo en pistón al inicio.

De esta forma, la ecuación mediante la que se modelizará el comportamiento de los humedales es una composición de la Ecuación 3.14 y la Ecuación 3.28. De este modo, la ecuación a utilizar es:

$$C_t = C_0 \left\{ \frac{\exp\left(-D_a \frac{t_{delay}}{t_{perm}}\right)}{\left[1 + \frac{D_a(1-t_{delay})}{nt_{perm}}\right]^n} \right\} \quad (3.29)$$

donde:

$t_{delay} \equiv$ tiempo de permanencia del reactor de flujo en pistón, d
 $t_{perm} \equiv$ tiempo de permanencia total del conjunto de reactores, d
 $n \equiv$ número de reactores de mezcla completa

Ésta es la expresión para la concentración a la salida del humedal en caso de utilizar este modelo cinético. Pero en nuestro caso, las muestras se toman en diferentes puntos del humedal.

Por este motivo, para tiempos menores a t_{delay} , consideramos que el agua permanece aún en el reactor de flujo en pistón, por lo que la ecuación que rige la cinética es la de este tipo de reacción, es decir, la expresión 3.16. Para tiempos mayores a t_{delay} , el agua ha salido ya del reactor de flujo en pistón, y por lo tanto la ecuación que rige la cinética, es la correspondiente a los tanques en serie, es decir, la expresión 3.28.

La ecuación a aplicar entonces es por tanto:

$$C_t = C_0 \left[\exp\left(-D_a \frac{t_{delay}}{t_{perm}}\right) \right] \quad t < t_{delay}$$
$$C_t = C_{delay} \left\{ \frac{1}{\left[1 + \frac{D_a (1-t_{delay})}{nt_{perm}} \right]^n} \right\} \quad t > t_{delay}$$

(3.30)

Es necesario imponer la condición de que la concentración a la salida del reactor de flujo en pistón es igual a la concentración a la entrada de la serie de tanques de mezcla completa, para obtener una función continua y coherente.