

TEMA 3.3

TRATAMIENTO, RECOLECCION Y DISPOSICION DE AGUAS RESIDUALES

CI41B Ingeniería Ambiental

Profesores D. Rodríguez, R. Muñoz, J. Cornejo y C. Espinoza
Semestre Otoño 2004

1. INTRODUCCION

Se entiende por aguas residuales aquellas que han sido utilizadas con un fin consuntivo, incorporando a ellas sustancias que deterioran su calidad original (contaminación), disminuyendo su potencialidad de uso.

En capítulos anteriores se indicó la relación entre agua contaminada y enfermedades infecciosas o no infecciosas. Esta relación fue establecida por primera vez a partir de la epidemia de cólera de 1854 en Londres, Inglaterra. Antes de esa fecha ya existía la percepción de la relación entre calidad del agua y salud y con posterioridad a ella se ha demostrado en innumerables casos, la relación entre contaminación del agua y efectos producidos.

La protección de la salud pública, propósito original del control de la contaminación de aguas, continúa siendo el objetivo primario en muchos países, sin embargo, en la actualidad, la preservación de los recursos hídricos con otros fines: protección de áreas de pesca, mantención de áreas recreacionales entre otros, son preocupaciones adicionales. La globalización, también obliga a cumplir con requerimientos impuestos en otros países, por ejemplo, actualmente está en trámite en USA una legislación que prohibirá importar en ese país productos regados con aguas servidas.

La contaminación de aguas es un término que está relacionado con el uso específico del agua y su origen puede ser desde totalmente natural (aguas arsenicadas en el norte de Chile) o producto de descarga de sistemas de alcantarillado doméstico o industrial. Hay muchas otras fuentes de contaminación de las aguas, tales como la contaminación del aire (lluvia ácida), determinadas prácticas agrícolas, aguas lluvia urbana, percolación de agua desde depósitos de residuos sólidos domésticos, industriales o mineros, etc.

El origen de las aguas residuales determina la composición y concentración de las sustancias presentes en ella. A continuación se detallan algunos aspectos generales del origen de las aguas residuales más comunes y los indicadores principales que caracterizan su composición. Las aguas residuales más comunes corresponden a:

1.1 Aguas Residuales Domésticas (Aguas Servidas).

Son las aguas de origen principalmente residencial (desechos humanos, baños, cocina) y otros usos similares que en general son recolectadas por sistemas de alcantarillado en conjunto con otras actividades (comercial, servicios, industria). Esta agua tienen un contenido de sólidos inferior al 1%. Si bien su caudal y composición es variable pueden tipificarse ciertos rangos para los sus parámetros más característicos.

1.2 Aguas Residuales Industriales (Residuos Industriales Líquidos).

Son aguas provenientes de los procesos industriales y la cantidad y composición de ella es bastante variable, dependiente de la actividad productiva y de muchos otros factores

(tecnología empleada, calidad de la materia prima, etc). Así estas aguas pueden variar desde aquellos con alto contenido de materia orgánica biodegradable (mataderos, industria de alimentos), otras con materia orgánica y compuestos químicos (curtiembre, industria de celulosa) y finalmente industrias cuyas aguas residuales contienen sustancias inorgánicas u orgánicas no degradables (metalúrgicas, textiles, químicas, minería).

Cuando las aguas industriales tienen alto contenido de materia orgánica se utiliza el concepto de población equivalente que compara el parámetro DBO ejercido por el residuo industrial con el valor del agua residual doméstico.

1.3 Aguas lluvias urbanas

La escorrentía generada por aguas lluvias es menos contaminada que las aguas residuales domésticas e industriales y su caudal mayor. La contaminación mayor se produce en las primeras aguas que lavan las áreas por donde escurre.

2. CONSTITUYENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Un agua residual puede caracterizarse por medio de sus constituyentes más comunes, los que dependerán del origen de esas aguas. En general, el tipo de sólidos presentes en las aguas residuales es diferente del observado en aguas naturales. En los casos en que la composición de los sólidos es similar, la concentración es bastante superior en las aguas residuales que en aquellas de sistemas naturales.

A continuación se incluye algunos de los constituyentes más comunes de las aguas residuales domésticas expresados en la forma que se determinan por medio de ensayos de laboratorio estandarizados.

2.1 Partículas Sólidas

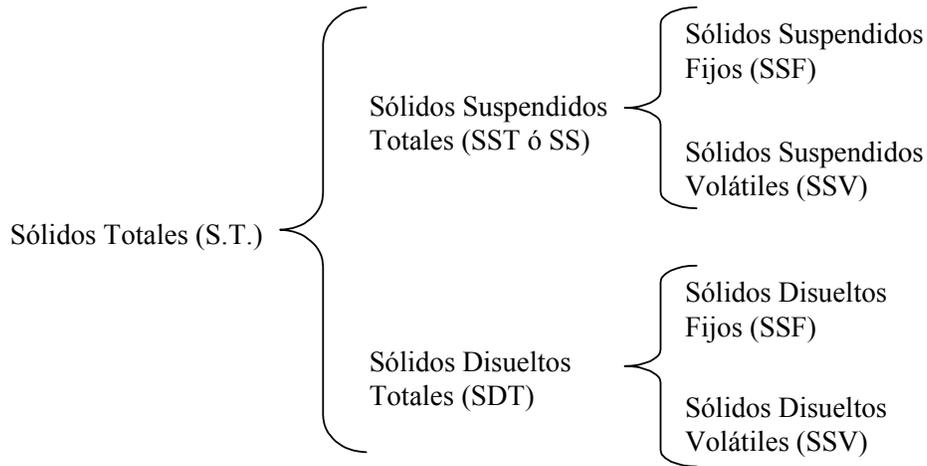
Los **sólidos totales** presentes en el agua se clasificaron según su tamaño en suspendidos coloidales y disueltos (moleculares). Por otra parte, estos sólidos pueden ser clasificados por su composición en orgánicos e inorgánicos.

En un agua residual, los **sólidos totales** (orgánicos e inorgánicos) son, por definición, los residuos después que la porción líquida se ha evaporado y el resto se ha secado a 103°C. Los **sólidos suspendidos** pueden ser obtenidos como la diferencia en peso entre muestras de agua filtrada (en papel filtro normalizado) y no filtrada.

Para diferenciar su composición, los sólidos previamente secados a 103°C son calcinados a 550°C durante 15 minutos. Las cenizas resultantes corresponden a los **sólidos inorgánicos (fijos)** y la fracción perdida, que se gasifica y vaporiza, son los **sólidos orgánicos (volátiles)**.

En la Figura 1 se muestra la clasificación de los sólidos totales, obtenida según lo descrito previamente. Los sólidos suspendidos totales y los sólidos volátiles son los más relevantes para este capítulo.

Figura 1
Clasificación de los Sólidos Totales

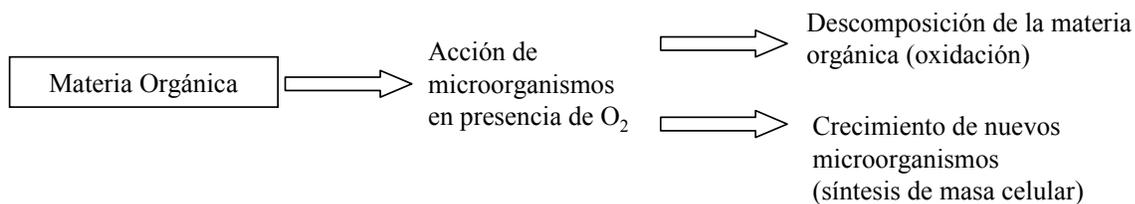


2.2 Materia Orgánica

Finalmente, el constituyente más importante de las aguas residuales domésticas es la **materia orgánica**, que está compuesta en un 90% por carbohidratos, proteínas y lípidos provenientes de excrementos y orina de seres humanos, restos de alimentos y detergentes. Estos contaminantes son biodegradables, es decir, pueden ser transformados en compuestos más simples por la acción de microorganismos naturales presentes en el agua, cuyo desarrollo se ve favorecido por las condiciones de temperatura y nutrientes de las aguas residuales domésticas.

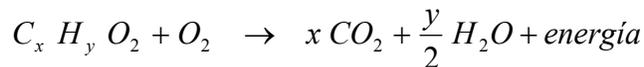
En la Figura 2 se muestra un esquema del proceso de biodegradación de la materia orgánica en presencia de oxígeno disuelto en las aguas (proceso aeróbico).

Figura 2
Proceso de Biodegradación de la Materia Orgánica

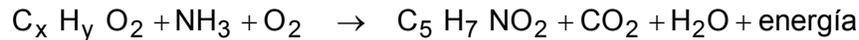


A continuación, se presentan las ecuaciones básicas del proceso de descomposición aeróbica (oxidación biológica) de la materia orgánica, según lo indicado en la Figura 2. Cabe hacer notar que sólo se pretende mostrar esquemáticamente los procesos, por lo que las ecuaciones podrían no estar equilibradas estequiométricamente.

a) Oxidación de la materia orgánica carbonacea.



b) Síntesis de la materia celular

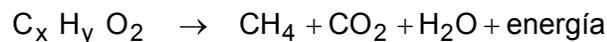


c) Oxidación de la materia celular



donde $C_5 H_7 NO_2$ es una expresión empírica que representa un promedio estadístico de la proporción de los elementos constituyentes de la materia celular.

Por otra parte, la descomposición biológica de la materia orgánica en un ambiente sin oxígeno disuelto (proceso anaeróbico) tiene la siguiente reacción esquemática simplificada:



En los procesos anaeróbicos la tasa de degradación es más lenta que en los aeróbicos. Además, la presencia de iones sulfato en las aguas es reducida por bacterias que liberan anhídrido sulfúrico (H_2S), un gas maloliente. Lo anterior, sumado a la descomposición de otros compuestos produce los olores característicos de la descomposición de la materia orgánica.

Para medir la carga orgánica del agua residual se pueden utilizar diversos parámetros. Una forma es partir del **Carbono Orgánico Total (COT)**, que se basa en la medición del CO_2 liberado al oxidar la materia orgánica con un oxidante muy fuerte, comparándolo con un valor estándar conocido.

Además, existen métodos que se basan en la determinación de la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica a productos estables. Estos métodos se basan en el hecho de que la cantidad de oxígeno utilizado es proporcional a la cantidad de materia orgánica degradada. Estos métodos son:

- **Demanda Química de Oxígeno (DQO):** es la cantidad de oxígeno requerida para oxidar químicamente los materiales orgánicos presentes en una muestra de agua. Esta oxidación degrada el material orgánico biodegradable y no biodegradable.
- **Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO):** mide la cantidad de oxígeno requerida por microorganismos aclimatados para degradar la materia orgánica en forma biológica. Es un proceso que indica si la materia es biodegradable. El proceso de biodegradación ocurre en forma espontánea en la naturaleza lo que reviste gran importancia en estudios de calidad de aguas, ya que involucra la degradación natural de la materia orgánica y, a la vez, el consumo del oxígeno presente en los cauces.

Para medir la DBO se utiliza una prueba de laboratorio estandarizado que se realiza a $20^\circ C$ y con un período de 5 días, obteniendo la denominada DBO_5 . Debido a que la oxidación de la materia orgánica continúa en forma indefinida, el ensayo para determinar la DBO última ha sido limitado en forma arbitraria a 20 días, donde se supone que aproximadamente el 95% del oxígeno necesario ha sido utilizado. No obstante, debido a lo extenso de éste período, generalmente se utiliza la DBO_5 .

La tasa de reacción de la DBO depende del tipo de residuo y de la temperatura. Para el análisis

se supone que la estabilización de la materia orgánica se comporta de acuerdo a una reacción de primer orden, y se puede escribir:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 \cdot L$$

Al integrar la ecuación anterior con respecto al tiempo, se obtiene:

$$L = L_0 e^{-k_1 t}$$

donde:

L_0 es la DBO carbonácea última

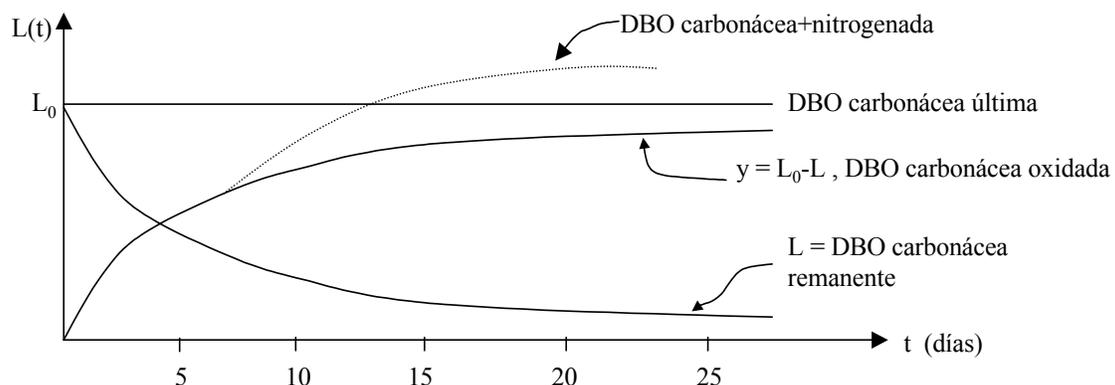
k_1 es la tasa constante o coeficiente de remoción de DBO (1/día)

La cantidad de materia orgánica degradada a través del tiempo se expresa como:

$$y = L_0 (1 - e^{-k_1 t})$$

La Figura 3 presenta un gráfico de la DBO carbonácea (L) que aún no ha sido degradada (remanente), en función del tiempo t .

Figura 3
Variación de la DBO en Función del Tiempo.



En el gráfico de la Figura 3 se observa que después de los 5 días se produce un incremento de la demanda total oxígeno debido a que los compuestos de nitrógeno comienzan a ser oxidados. Este proceso se denomina nitrificación y no es considerado en la expresión estandarizada de la DBO.

Valores típicos del coeficiente de remoción de la DBO, k_1 , para la temperatura estándar de 20°C se indican en la Tabla 1.

Tabla 1
Coefficiente de Remoción de DBO

| Tipo de Agua | k_1 (1/día) |
|-------------------------|---------------|
| Agua de río | 0.23 |
| Agua residual doméstica | 0.39 |
| Solución de glucosa | 0.58 |

El coeficiente k_1 , puede ser modificado para otras temperaturas de acuerdo a la relación de van't Hoff-Arrhenius, descrita en capítulos anteriores:

$$k_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$$

donde $\theta = 1,047$ (valor experimental) y T temperatura en °C.

2.3 Microorganismos

Cualquier sistema natural en el que hay suficiente comida y una temperatura apropiada permitirá el desarrollo de microorganismos. Las aguas residuales domésticas proveen un ambiente adecuado para su desarrollo y mantención. Esos microorganismos y los propios del agua residual doméstica (contenidos en los excrementos humanos) son, en su gran mayoría, **no patógenos** y pueden ser utilizados en procesos biológicos para oxidar la materia orgánica. Sin embargo, el agua residual puede contener microorganismos **patógenos**.

Dado que es difícil y costoso identificar los diferentes microorganismos, se utiliza como indicador de la contaminación microbiológica el grupo denominado coliformes totales y una fracción importante de ellos: los coliformes fecales (contenidos en los excrementos humanos). Ambos tipos de microorganismos son no patógenos, pero sí muy abundantes.

Una forma estandarizada para la determinación de estos microorganismos, corresponde a la fermentación en múltiples tubos de ensayo y el resultado se expresa como NMP/100 ml, es decir, número más probable de microorganismos presentes en un volumen de 100 ml de dicha muestra.

2.4 Otros constituyentes

Otros constituyentes importantes del agua residual son:

- Cloruros y sulfatos (inorgánicos) normalmente presente en aguas y residuos humanos.
- Nitrógeno y fósforo en varias formas (orgánica e inorgánica) presentes en residuos humanos y detergentes (fósforo).
- Carbonatos y bicarbonatos principalmente como sales de Ca y Mg medidas como alcalinidad, presente en agua natural.
- Sustancias tóxicas (orgánicas e inorgánicas): arsénico, cianuros, pesticidas, metales pesados, Cd, Cr, Hg, Pb y otros. Estas sustancias son de origen industrial.

En la Tabla 2 se muestra la composición típica de un agua residual doméstica, incluyendo valores de microorganismos.

Tabla 2
Composición Típica de una Agua Residual Doméstica

| CONTAMINANTE O INDICADOR | CONCENTRACIÓN | Unidades |
|---|---------------|------------|
| Sólidos Totales | 350-1200 | mg/L |
| Disueltos Totales (*) | 250-850 | mg/L |
| Fijos | 145-525 | mg/L |
| Volátiles | 105-325 | mg/L |
| Suspendidos Totales | 100-350 | mg/L |
| Fijos | 20-75 | mg/L |
| Volátiles | 80-275 | mg/L |
| Sólidos Sedimentables | 5-20 | ml/L |
| DBO ₅ (a 20°C) | 110-400 | Mg/L |
| Carbono Orgánico Total (COT) | 80-290 | mg/L |
| DQO | 250-1000 | mg/L |
| Nitrógeno Total (como N) | 20-85 | mg/L |
| Orgánico | 8-35 | mg/L |
| Amonio Libre | 12-50 | mg/L |
| Nitritos | 0 | mg/L |
| Nitratos | 0 | mg/L |
| Fósforo Total (como P) | 4-15 | mg/L |
| Orgánico | 1-5 | mg/L |
| Inorgánico | 3-10 | mg/L |
| Aceites y grasas | 50-150 | mg/L |
| Cloruros (*) | 30-100 | mg/L |
| Alcalinidad (como CaCO ₃) (*) | 50-200 | mg/L |
| Coliformes Totales | 106-108 | NMP/100 ml |
| Coliformes Fecales | 105-106 | NMP/100 ml |

(*): Valores pueden ser mayores dependiendo de la concentración en el agua potable.

3. RECOLECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Algunas ciudades de las antiguas civilizaciones griega y romana construyeron sistemas de drenaje para evacuar agua de los baños de esa época y principalmente las aguas lluvia. El uso más extenso de estos sistemas de recolección se inicia en la mitad del siglo XIX, siendo utilizados para recoger y transportar residuos humanos y de otras actividades en conjunto con el agua de precipitación. Estos sistemas de recolección se denominan mixtos o combinados. En el caso de Santiago, la construcción de su sistema de alcantarillado se inició alrededor de 1905.

En la actualidad, por razones de carácter técnico (tratamiento de los residuos, localización de descargas) y económico se utilizan sistemas separados para las aguas residuales y las aguas lluvias. Según esta tendencia, las ciudades, debido a su desarrollo en el tiempo, tienen sistema combinado en su casco antiguo y separado en sus áreas nuevas.

Los sistemas de alcantarillado conducen residuos domésticos, industriales y de áreas de servicio, así como aportes no controlados de infiltración y agua lluvia. El escurrimiento en estos ductos debe fluir sin presión para que pueda recibir los aportes provenientes de casas, edificios

e industrias. Los ductos del sistema de recolección deben diseñarse para conducir el caudal máximo que pueda producirse en el período.

La fórmula de Harman es una de las utilizadas para relacionar, a partir de la población, el caudal máximo de aguas residuales con el caudal promedio, correspondiendo éste último al consumo de agua potable.

Así, se define un parámetro M:

$$M = 1 + \frac{14}{4 + \sqrt{P}} \quad \text{donde P: población en miles de habitantes.}$$

Luego, se puede estimar el caudal máximo de aguas servidas como:

$$Q_{\text{máx as}} = \frac{M \cdot P \cdot D}{86400} \cdot r + \sum q_{\text{diversos}} \quad [l/s]$$

donde:

D: dotación de agua potable (l/hab-día)

r: factor de recuperación de aguas (fracción del agua potable que se descarga al alcantarillado)

q_{diversos}: infiltración, aportes industriales, etc.

3.4.3 Contaminación de Cuerpos Receptores

La contaminación de un cuerpo receptor ocurre cuando la descarga de residuos deteriora la calidad del recurso, medida en términos de algunos de los parámetros señalados anteriormente, afectando alguno de los usos. Los contaminantes que causan problemas son los **microorganismos patógenos**, la **materia orgánica**, **sólidos suspendidos**, **nutrientes**, **sustancias tóxicas**, **color**, **espuma**, **aceites y grasas**, **temperatura** y **materiales radiactivos**. La calidad del recurso también puede ser alterada por la ejecución de obras efectuadas sobre los cursos de agua: embalses y cambio de las condiciones de escurrimiento.

La situación del uso del agua ha cambiado sustancialmente en las últimas décadas respecto al pasado, cuando la demanda era menor y pro ende la disponibilidad mayor, y los usos para riego y agua potable constituían prácticamente derechos naturales de aprovechamiento.

En la actualidad, el recurso es limitado y por lo tanto escaso, la demanda creciente y se ha incorporado nuevos usos que obligan a la preservación y, más aún, al mejoramiento de su calidad cuando está deteriorada (descontaminación). Asimismo, al ser el agua un recurso con valor económico, sobre el cual se adquieren derechos de uso, el costo de su deterioro o mejoramiento debe necesariamente ser asumido por el causante (principio "quien contamina paga"). La tendencia futura se orienta a reforzar esos principios.

La mayoría de los países desarrollados tienen normas de calidad para los efluentes descargados a los cuerpos de agua (Normas de Emisión), para los usos de ella y para los cuerpos de agua receptores (Normas de Calidad primaria y secundaria). En la Tabla 3 se presenta un resumen de la normativa existente en algunos países.

Tabla 3
Requerimientos de Calidad del Agua

| Parámetro | Efluente agua servida (Norma de Emisión) | Calidad curso de agua (Norma de Calidad) |
|--|---|---|
| Estándares Norteamericanos | | |
| DBO5 | 30 mg/l | 4 mg/l |
| SS | 30 mg/l | |
| OD | | 4 mg/l (Mínimo) |
| Coliformes Totales | | 5000 NMP/100 ml (Potable) 1000 NMP/100 ml (Recreación) |
| Coliformes Fecales | 200 NMP/100 ml | 100 NMP/100 ml |
| Estándares Japoneses | | |
| DBO5 | 20 mg/l | 2 mg/l |
| SS | 70 mg/l | 25 mg/l |
| OD | | 7.5 mg/l |
| Coliformes Totales | | 5000 NMP/100 ml (Potable) 1000 NMP/100 ml (Recreación) |
| Coliformes Fecales | 30 NMP/100 ml | |
| Anteproyecto de Estándares Chilenos | | |
| DBO5 | 25 mg/l | |
| SS | 20 mg/l | |
| OD | | 5 mg/l |
| Coliformes Totales | | |
| Coliformes Fecales | 1000 NMP/100 ml | 1000 NMP/100 ml (Recreación) |

En Chile, se está promulgando la norma que define requerimientos de calidad para los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o industriales que descargan a aguas superficiales. También está en estudio la norma de calidad para los cursos de agua superficiales continentales. Asimismo, las aguas residuales industriales que descargan a redes de alcantarillado que cuentan con sistema de tratamiento, deben ser tratadas antes de vertirse a éste (Decreto N°609, MOP, Julio 1998) estableciendo un plazo de un año para su cumplimiento, situación que es prácticamente imposible de satisfacer. Por otra parte, el plazo dado a los entes que descargan a aguas superficiales (ríos, lago, mar) es de 5 años y las empresas sanitarias debe previamente presentar su plan de desarrollo, al respecto a la Superintendencia de Servicios Sanitarios. Esto obligará a efectuar inversiones importantes destinadas a preservar el recurso (Aguas Andinas deberá invertir alrededor de US\$ 1000 millones en un plazo de 9 años para tratar las aguas servidas del Area Metropolitana de Santiago).

En la Tabla 3 se observa que un parámetro muy importante para definir la calidad del agua es el OD (oxígeno disuelto), que tiene incidencia sobre las propiedades estéticas y condiciones ecológicas de la misma. Si el nivel de OD desciende bajo los 4 ó 5 mg/l, las formas de vida que pueden sobrevivir disminuyen o se alejan de esas zonas y, en una condición extrema, el OD tiende a desaparecer (condición anaeróbica). En este escenario la mayoría de las formas de vida presentes son eliminadas y reemplazadas principalmente por hongos produciéndose además gases mal olientes.

Para abordar el estudio de la contaminación de aguas de los cuerpos receptores se dispone de una serie de herramientas analíticas que permiten evaluar el comportamiento de los parámetros

de calidad frente a cambios de las condiciones producidas por efectos externos (descargas) o modificaciones de las características de dichos cuerpos receptores (cambios naturales o inducidos).

Estas herramientas se denominan comúnmente **modelos de calidad de aguas** y tienen como objetivo representar en forma aproximada el fenómeno que se desea estudiar, de modo de predecir la calidad del agua frente a cambios inducidos.

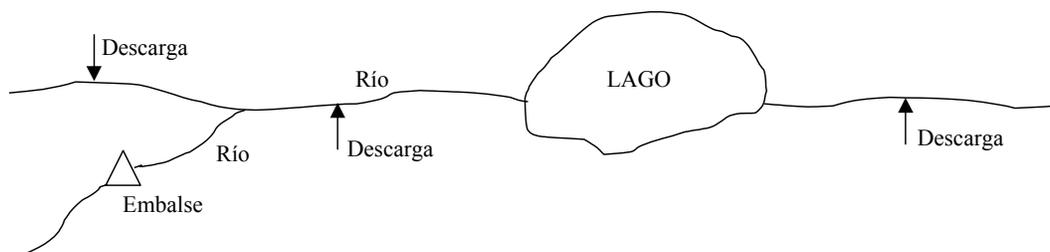
Hoy en día, la utilización de modelos de calidad de aguas es imprescindible en la preservación del recurso y, por lo tanto, para su planificación. Estos modelos son muy diversos dependiendo, entre otros, de los parámetros a estudiar, las características del cuerpo receptor y el nivel de información (disponible o requerida) para el análisis de los factores que influyen, por lo que su grado de complejidad es muy amplio pudiendo variar de muy simple a muy complejo.

Muchos modelos de calidad de aguas el concepto de conservación o balance de masa que se estudió en capítulo anterior, que puede aplicarse a casos simples de descargas o lagos o ríos, estableciendo el efecto de la dilución y degradación de las sustancias en esos cuerpos.

En el punto siguiente se estudia el efecto de una descarga de agua con materia orgánica a un curso de agua por medio de un modelo simple que evalúa la variación de OD, producida por los factores mas importantes.

En la Figura 4 se muestra un ejemplo esquematizado de una cuenca hidrográfica con sus singularidades (descargas y extracciones), cuya calidad de sus aguas puede ser estudiada mediante la aplicación de más de un modelo.

Figura 4
Esquema de cuenca hidrográfica con distintos componentes



3.1 Efectos de los Residuos que Demandan OD en Ríos (Interacción entre OD y DBO)

Hay varios factores que hacen variar la cantidad de OD disponible en un río:

- Residuos orgánicos (materia orgánica) que consumen OD.
- Plantas (algas y vegetación acuática) producen OD en el día y consumen oxígeno en la noche (fotosíntesis y respiración).
- Sedimentación o resuspensión de lodos orgánicos disminuyen o aumentan el contenido de OD en el agua.
- Organismos vivos en sedimentos de fondo degradan materia orgánica y consumen OD.

Además, hay factores físicos que modifican el contenido de OD del agua:

- Variación de la temperatura hace variar la solubilidad del OD y los coeficientes de degradación de la materia orgánica y de incorporación de oxígeno desde el aire.
- Cambio en las características físicas del escurrimiento (turbulencia y área superficial expuesta) modifican el OD.

El modelo más simple para estudiar la variación de OD en un río se enfoca en los dos procesos más importantes: **el consumo de oxígeno debido a la degradación de la materia orgánica por acción de microorganismos y la incorporación de oxígeno desde la atmósfera a través de la superficie del río, que se denomina reaeración**. Además, contempla los factores físicos que modifican el OD.

El primer modelo desarrollado que considera los efectos señalados en el párrafo anterior es el de Streeter y Phelps planteado en 1925. Este modelo asume que hay una descarga continua de agua residual en una posición fija del río (descarga puntual), que se mezcla en forma completa e instantánea con el agua de éste y esa mezcla uniforme se desplaza con la velocidad media de escurrimiento del río en condiciones de flujo pistón.

Los factores físicos que hacen variar la cantidad de OD, temperatura y características de escurrimiento, se incorporan en el modelo mediante modificación de los coeficientes de reacción.

Como se mencionó anteriormente, la **desoxigenación** corresponde al consumo de oxígeno por degradación de la materia orgánica. La tasa de desoxigenación en un punto cualquiera se asume proporcional a la DBO remanente en ese punto, es decir:

$$\left. \frac{d(OD)}{dt} \right|_{des} = r_{des} = -k_d \cdot L_t$$

donde:

K_d es el coeficiente o tasa constante de desoxigenación (1/día)

L_t es la DBO que permanece t días después que el residuo entra al río (mg/l)

A menudo se asume que el coeficiente K_d es el mismo que se determina a partir del análisis de DBO en laboratorio, k_1 , corrigiendo solo por el efecto de la temperatura.

$$K_T = K_{20} \theta^{T-20} \quad (1/día)$$

donde: $\theta = 1,047$ y T temperatura en °C

El valor del coeficiente K_d depende del estado y característica del material biodegradable y generalmente decrece si la dilución aumenta y si el nivel de tratamiento aumenta (remanente de materia orgánica es más resistente a la oxidación).

Para aguas servidas domésticas K_1 tiene valores que fluctúan entre 0,35 y 0,45 (1/día), mientras que los efluentes de tratamiento secundario tienen valores más bajos, entre 0,20 y

0,30 (1/día), valor similar al observado en aguas de río con materia orgánica.

Reemplazando la ecuación de la DBO remanente, se tiene:

$$\left. \frac{d(OD)}{dt} \right|_{des} = -k_d \cdot L_0 e^{-K_d \cdot t}$$

donde L_0 es la DBO de la mezcla del agua del río con las aguas servidas o residuales en el punto de descargan y se tiene:

$$L_0 = \frac{Q_r \cdot L_r + q_{as} \cdot L_{as}}{Q_r + q_{as}}$$

donde:

Q_r y q_{as} son los caudales del río y de aguas servidas, respectivamente.

L_r corresponde a la DBO del río inmediatamente antes de la mezcla con las aguas servidas.

L_{as} es la DBO de las aguas servidas antes de mezclarse con el agua del río.

Por otra parte, el proceso de reaeración corresponde a la incorporación de oxígeno desde el aire al agua. La tasa de reaeración puede expresarse como:

$$\left. \frac{d(OD)}{dt} \right|_{rear} = k_r (C_s - OD_t) = k_r D_t$$

donde:

k_r : es el coeficiente a tasa constante de reaeración (1/día)

C_s : es la concentración de OD de saturación para la temperatura correspondiente.

OD_t : es el oxígeno disuelto en un punto cualquiera del río.

D_t : es el déficit de oxígeno disuelto en t.

El coeficiente de reaeración, k_r , depende de las condiciones específicas de río (turbulencia, área superficial, temperatura).

Hay muchos estudios empíricos que relacionan características del escurrimiento en el río con el coeficiente de reaeración, K_r . La más común de estas relaciones es la de O'Connors y Dobbins:

$$k_r = 3,9 \cdot \frac{u^{1/2}}{H^{3/2}}$$

donde:

K_r : coeficiente de reaeración a 20°C (1/día)

u : velocidad media del río (m/s)

H : profundidad media del cauce (m)

En la Tabla 4 se muestra algunos valores de la solubilidad del oxígeno en el agua, C_s , como función de la temperatura y la concentración de cloruros.

Tabla 4
Solubilidad del Oxígeno en Agua (mg/l)

| T°C | Concentración de Cloruros (mg/l) | | |
|-----|----------------------------------|-------|-------|
| | 0 | 5000 | 15000 |
| 0 | 14.62 | 13.73 | 12.10 |
| 10 | 11.29 | 10.66 | 9.49 |
| 20 | 9.09 | 8.62 | 7.75 |

Si se superponen los dos efectos analizados previamente, desoxigenación y reaeración, que ocurren en forma simultánea, la tasa a la que varía la concentración de oxígeno disuelto está dada por:

$$\frac{d(OD)}{dt} = \left. \frac{d(OD)}{dt} \right|_{des} + \left. \frac{d(OD)}{dt} \right|_{reair}$$

Al expresar la relación anterior en función del déficit de oxígeno, D , y reemplazando las expresiones para las tasas de desoxigenación y reaeración, se obtiene:

$$\frac{dD}{dt} = -\frac{d(OD)}{dt} = k_d L_0 e^{-K_d t} - k_r D$$

La solución de esa ecuación diferencial es:

$$D(t) = \frac{K_d \cdot L_0}{K_r - K_d} (e^{-K_d t} - e^{-K_r t}) + D_0 e^{-K_r t}$$

que corresponde a la expresión del modelo de Streeter y Phelps.

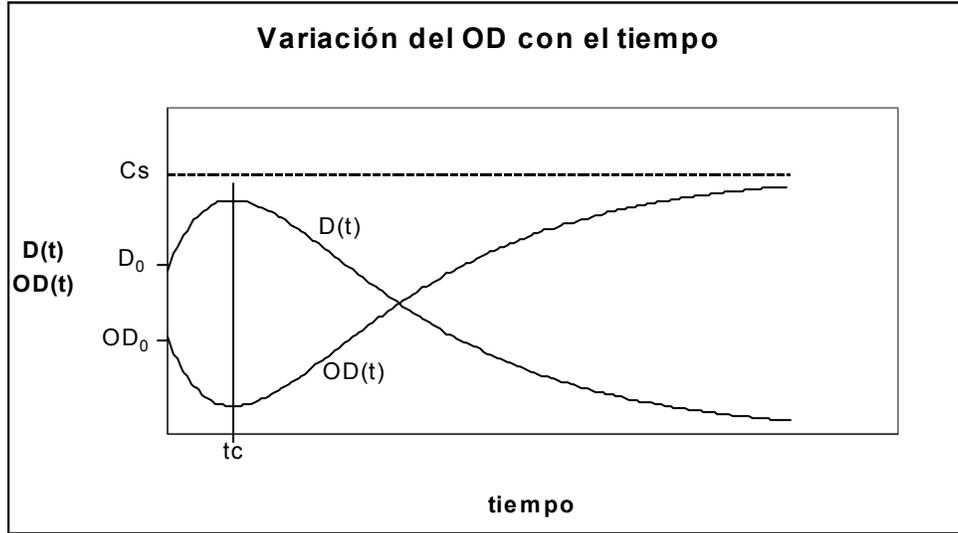
En esta ecuación t es el tiempo y se puede relacionar con la velocidad media del escurrimiento y la distancia (x) según la relación $u = \frac{x}{t}$.

D_0 corresponde al déficit inicial de la mezcla de la descarga de aguas servidas con las aguas del río, entonces de acuerdo al OD de cada una de esas aguas se tiene:

$$D_0 = C_s - \frac{Q_r \cdot OD_r + q_{as} \cdot OD_{as}}{Q_r + q_{as}}$$

La forma general de la función de déficit $D(t)$ se esquematiza en la Figura 5

Figura 5
Evolución temporal del OD y el déficit de OD



La determinación del tiempo crítico, que corresponde al valor mínimo de OD, o sea, a las condiciones más favorables, se obtiene derivando con respecto al tiempo la ecuación general e igualando a cero. De este modo se obtiene:

$$t_c = \frac{1}{K_r - K_d} \ln \left[\frac{K_r}{K_d} \left(1 - \frac{D_0 (K_r - K_d)}{K_d \cdot L_0} \right) \right]$$

Cabe señalar que la existencia del punto crítico no puede asegurarse a priori y dependerá de las condiciones particulares del sistema analizado, esto es, de los valores iniciales (justo después de la mezcla de las aguas residuales con el río) de DBO y OD, y de los coeficientes de desoxigenación y reaeración. Para verificar lo anterior, puede evaluarse la derivada del déficit con respecto al tiempo en $t = 0$. Si ésta resulta positiva, quiere decir que el déficit inicialmente aumenta y se esperaría la existencia del punto crítico. Por otra parte, si el valor resulta negativo, quiere decir que el déficit está disminuyendo y, por ende, no se encontrará un punto crítico, sino que la condición más desfavorable se tiene al inicio.

La ecuación del modelo permite analizar un río con varias descargas a lo largo de su recorrido, en el cual se produzcan variación de la condición de escurrimiento y/o de la temperatura y también sistemas hidrográficos completos (considerando afluentes y extracciones) para lo cual la ecuación se aplica para cada tramo i de condiciones uniformes comprendido entre dos singularidades (puntos en los cuales se incorpora agua al río o varía alguna condición). El modelo también permite simular el efecto que se produce en el río frente a distintos niveles de tratamiento de las descargas de aguas servidas. También se puede graficar el comportamiento de la DBO en el río aplicando la ecuación representativa de este parámetro.

$$DBO = L_t = L_0 e^{-K_d \cdot t}$$

Es importante hacer notar que ésta última expresión es válida sólo si se mantiene la condición aeróbica del agua, es decir, si existe oxígeno para llevar a cabo la degradación de la materia

orgánica.

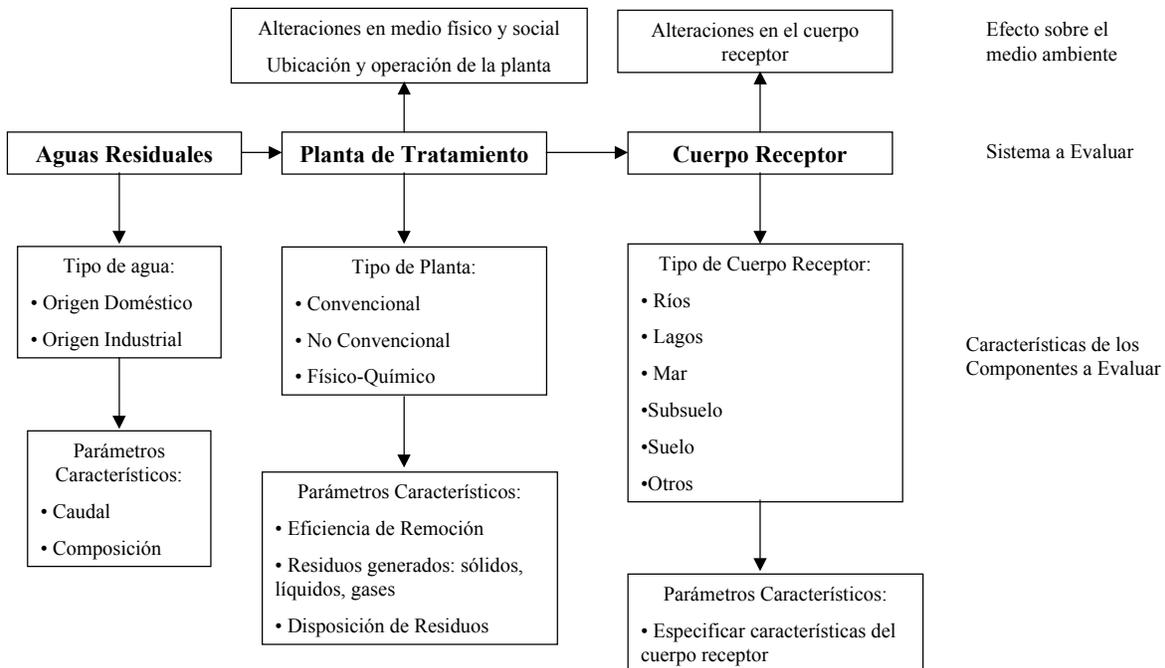
4. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El objetivo principal del tratamiento de aguas residuales es remover o reducir el contenido de los contaminantes hasta niveles compatibles con la normativa vigente. Esta normativa, según lo señalado anteriormente está orientada a proteger la salud humana y a preservar el recurso para permitir el aprovechamiento en sus diversos usos.

En la medida que los objetivos y normativa de calidad del agua están establecidos, el tratamiento de las aguas residuales se convierte en una necesidad y obligación ineludibles, así como también el manejo y control de los residuos sólidos y gaseosos producidos en el tratamiento de esas aguas. Lo anterior, de modo de proteger la totalidad de los componentes principales del medio ambiente (aire, agua, suelo) cada uno con sus objetivos de calidad y normativa específica.

La Figura 6 muestra los componentes principales de un sistema de tratamiento y disposición de aguas residuales. Estos corresponden a la caracterización en términos de caudal y composición, selección de los procesos de tratamiento según el tipo de agua residual y el análisis del cuerpo receptor del afluente tratado, que generalmente corresponde a cauces superficiales, lagos o mar. La disposición de aguas residuales en medios como el suelo (infiltración) o la atmósfera (evaporación) es una opción factible para caudales pequeños o situaciones particulares y algunas igualmente requieren de tratamiento previo. Un caso interesante lo constituye la recarga artificial de acuíferos con aguas residuales, que aprovecha los procesos de atenuación natural de contaminantes en el suelo.

Figura 6
Componentes del sistema de tratamiento y disposición de aguas residuales



El tratamiento de aguas residuales puede clasificarse en dos grandes grupos que de modo general, engloba la composición o contaminación de las aguas a tratar y el o los procesos más relevantes utilizados en la remoción de esas sustancias objetables. Estos grupos son tratamiento físico-químico y tratamiento biológico.

4.1 Tratamiento físico-químico

Este tratamiento está orientado principalmente a la remoción de sustancias inorgánicas y por ello es utilizado en las aguas residuales industriales. Las características de los procesos son similares a los descritos en el capítulo de agua potable. En este caso los sólidos extraídos desde el agua residual, que es una suspensión concentrada, al no ser componentes naturales del medio ambiente requieren de tratamiento o disposición especial que depende de su composición.

En algunos casos cuando se requiere remover fósforo y nitrógeno del efluente de una planta de tratamiento biológico de aguas residuales se puede utilizar procesos físico-químicos. El fósforo se remueve agregando cal para elevar el pH a un valor del orden de 11 (formación de un precipitado), el nitrógeno se elimina por sedimentación mediante aireación y posteriormente se corrige el pH por recarbonatación (incorporación de CO_2). Si a continuación el agua es filtrada para remover los sólidos suspendidos no retenidos previamente y re-filtrada en un medio de carbón adsorbente para remover compuestos orgánicos disueltos que producen olor y sabor, se obtiene un agua de muy buena calidad. Los procesos descritos previamente corresponden a lo que comúnmente se denomina tratamiento terciario de aguas residuales (ver esquema Planta de Tratamiento de agua residual sistema convencional).

Hay muchos otros procesos químicos con fines específicos, por ejemplo: oxidación, reducción, neutralización, precipitación, de uso común para el tratamiento de aguas residuales de origen industrial.

4.2 Tratamiento Biológico

El tratamiento biológico es la práctica más común para las aguas residuales domésticas o asimilables a éstas (que contienen principalmente materia orgánica).

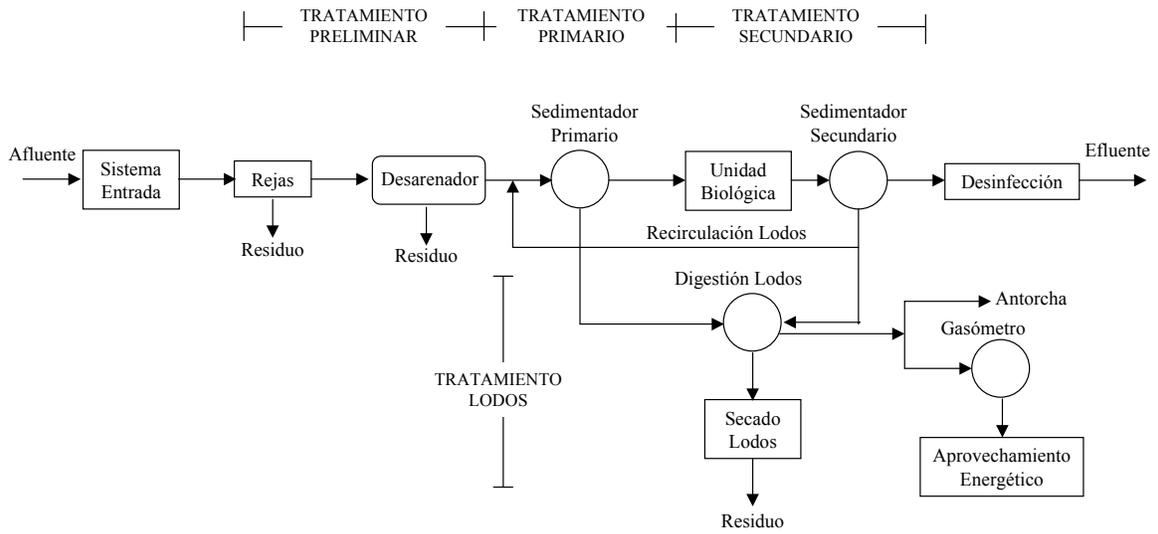
El tratamiento biológico tiene como principio básico la utilización de microorganismos aeróbicos naturales que reducen la materia orgánica (coloidal y disuelta) sintetizándola en nueva materia celular (desarrollo de microorganismos) y oxidándola a compuestos más simples (utilizada como alimento de los microorganismos denominado sustrato).

El tratamiento biológico se puede realizar de diversas formas y puede agruparse en:

a) Tratamientos Convencionales

- Sistemas de crecimiento suspendido. Ej. lodos activados
- Sistemas de película fija: Ej. filtros de riego ó filtros percoladores.
- Tratamiento de lodos. Estabilización y reducción de volumen. Ej. lagunas de estabilización.

Figura 7
Planta de Tratamiento de Aguas Residuales. Sistema Convencional



b) Tratamientos No Convencionales

Ej. Lagunas de estabilización