



Instituto Tecnológico
GeoMinero de España

Estudio de los procesos de
Eutrofización y su influencia en la
calidad de las aguas subterráneas

TOMO III.-Bases Teóricas
-Experiencia Nacional e
Internacional
-Legislación



- 1. Bases teóricas**
- 2. Experiencia nacional e internacional.**
- 3. Legislación.**

Tomo III.

INDICE.

Parte I: Bases teóricas.

1. Introducción.
2. Producción y composición de biomasa.
3. Mecanismos de interdependencia.
4. Fuentes de nutrientes.
5. Ciclos del nitrógeno y del fósforo.
 - 5.1. Ciclo del nitrógeno.
 - 5.1.1. Introducción.
 - 5.1.2. El nitrógeno en el medio ambiente.
 - 5.2. Ciclo del fósforo.
 - 5.2.1. Introducción.
 - 5.2.2. El fósforo en el medio ambiente.
 - 5.2.3. Biociclo del fósforo en el suelo.
 - 5.2.4. Biociclo acuático.
6. Papel de los sedimentos.
7. Sustancias nutritivas que favorecen la eutrofización.
8. Consecuencias de la eutrofización sobre los usos del agua.
9. Consideraciones finales.

Parte II: Experiencia nacional e internacional.

1. Introducción.
2. Métodos de gestión.
 - 2.1. Introducción.
 - 2.2. Seguimiento de la composición y calidad de las aguas.

3. Tratamientos.

3.1. Introducción.

3.2. Tratamientos físico-químicos (TFQ).

3.3. Tratamientos de barrera.

3.4. Otros tratamientos.

4. Seguimiento y predicción.

5. El proyecto de la OCDE.

5.1. Introducción.

5.2. Datos empleados en el proyecto de la OCDE.

5.3. Terminología trófica.

5.4. Modelos principales generados por el estudio de la OCDE.

5.4.1. Relación entre la concentración de fósforo y los aportes externos.

5.4.2. Concentración de fósforo frente a concentración de clorofila-a.

5.4.3. Transparencia del disco de Secchi y concentración de las aguas en clorofila o fósforo.

5.5. Fuentes de variabilidad de los resultados.

Parte III: Legislación nacional e internacional.

1. Introducción.

2. Legislación nacional.

2.1. Ley de aguas.

2.2. Real decreto 849/1986, 11 de Abril.

3. Legislación de la CCE.

3.1. Directiva 75/442/CEE.

3.2. Directiva 76/464/CEE.

3.3. Directiva 80/68/CEE.

4. Conclusión.

Parte I.

1. INTRODUCCION.

Desde el punto de vista de la Limnología, la eutrofización no es más que el proceso de cambio de un volumen más o menos extenso de agua, desde un estado trófico a otro caracterizado por un gran desarrollo de la biomasa vegetal acuática, fitoplancton y macrofitas, a consecuencia de un aporte intensivo de nutrientes. La eutrofización no solamente genera un exceso de materia vegetal (producción primaria), sino que puede cambiar toda la pirámide alimenticia de un lugar. El resultado más patente es la sustitución de especies piscícolas de gran valor comercial por otras de inferior debido a cambios en la comunidad del fitoplancton.

Técnicamente es un proceso degenerativo de la calidad de las aguas, sobre todo desde la perspectiva del consumo humano. Este proceso se puede dar tanto en masas de agua dulce como marina, ya que el origen en los dos casos es el mismo, un aporte excesivo de nutrientes originados por las actividades humanas en general, y en particular por la industria y la agricultura. Si la eutrofización se produce de forma acelerada, los aportes de nutrientes son de origen antropogénico, en caso contrario es posible que sea la consecuencia de un proceso natural, pero, este último caso no es el habitual.

En este volumen se tratan los mecanismos de interdependencia entre diferentes niveles (orgánicos, geofísicos, geoquímicos, ...), fuentes de sustancias nutritivas, diferente naturaleza del

fósforo y nitrógeno, ciclos de estos elementos, y factores en general que afectan al desarrollo de la biomasa.

2. PRODUCCION Y COMPOSICION DE LA BIOMASA.

Desde el punto de vista de la eutrofización, reviste el máximo interés la cadena alimentaria seguida en un ecosistema lacustre. En primer lugar toda cadena alimentaria se sustenta sobre la base de los organismos denominados "productores primarios" tanto hervíboros como carnívoros. Estos pueden utilizar la materia inorgánica (agua y bióxido de carbono) para, mediante el proceso de la fotosíntesis, transformarla en materia orgánica, azúcares o carbohidratos. La presencia de las sales minerales da lugar a procesos de metabolismo que permiten obtener otros compuestos de interés como pueden ser las grasas, vitaminas, hormonas, etc. Estos productores primarios, acuáticos, se suelen dividir en vegetales (fitoplancton y las macrófitas acuáticas) y en animales (zooplancton). En la figura 1, aparece la cadena seguida en los procesos biológicos de producción y de degradación.

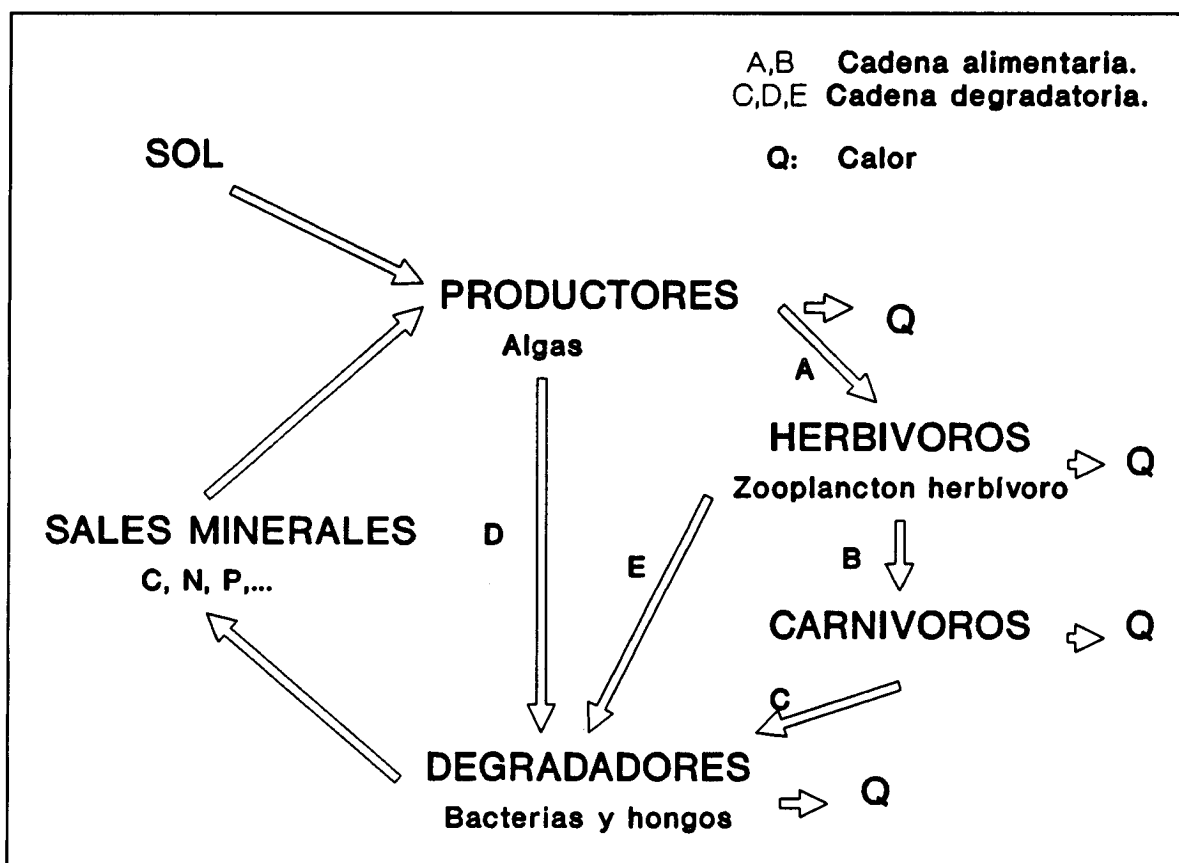


Figura 1. Cadena trófica. (De Marchetti)

El fitoplancton está compuesto por un gran número de algas microscópicas (microfitas) con una longitud del orden del micrómetro (10^{-3} mm). Entre las más conocidas de agua dulce, están las denominadas: clorela (*C. Vulgaris* y *C. ellipsoidea*), las diatomeas (*Tabellaria fenestrata* y *Asterionella formosa*), la navicola (*Navicula radiosa*) y la ciclotela (*Cyclotella meneghiniana*). Entre las especies características de las macrofitas de agua dulce se pueden citar como más comunes a *Potamogeton natans*, *P. pectinatus* ecc., la sagitaria (*Sagittaria cuneata*, *S. cristata* ecc.), *Typha latifolia* y *Phragmites communis*.

Típicas algas verdes filamentosas de los fondos de las aguas dulces son las algas del género *Cladophora*.

El zooplancton de agua dulce está compuesto de un gran número de invertebrados pertenecientes a las especies de los crustáceos y de los rotíferos. Entre éstos varios de los más conocidos son: *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Triarthra longiseta* y *Branchionus urceus* pertenecientes a los rotíferos, y *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*, *Diaptomus coeruleus* y *Cyclops strenuus* pertenecientes a los crustáceos.

El mecanismo de mantenimiento de la vida en el agua es la transformación de las sustancias minerales en orgánicas mediante la fotosíntesis (producción primaria) constituyendo las sustancias orgánicas una reserva de energía química derivada de la luz solar, la cual se transmite a través de la cadena alimentaria. Así los vegetales pueden sintetizar moléculas de azúcar a partir de moléculas de CO_2 y H_2O consumiendo 673 Kcal por molécula de glucosa, energía que proviene del sol y que se transferirá sucesivamente a través de la cadena trófica. El ciclo trófico se cierra mediante la respiración de los organismos superiores de la cadena alimentaria, consumiendo glucosa y oxígeno, y liberando CO_2 . La formación de sustancias orgánicas se resume en la figura 2.

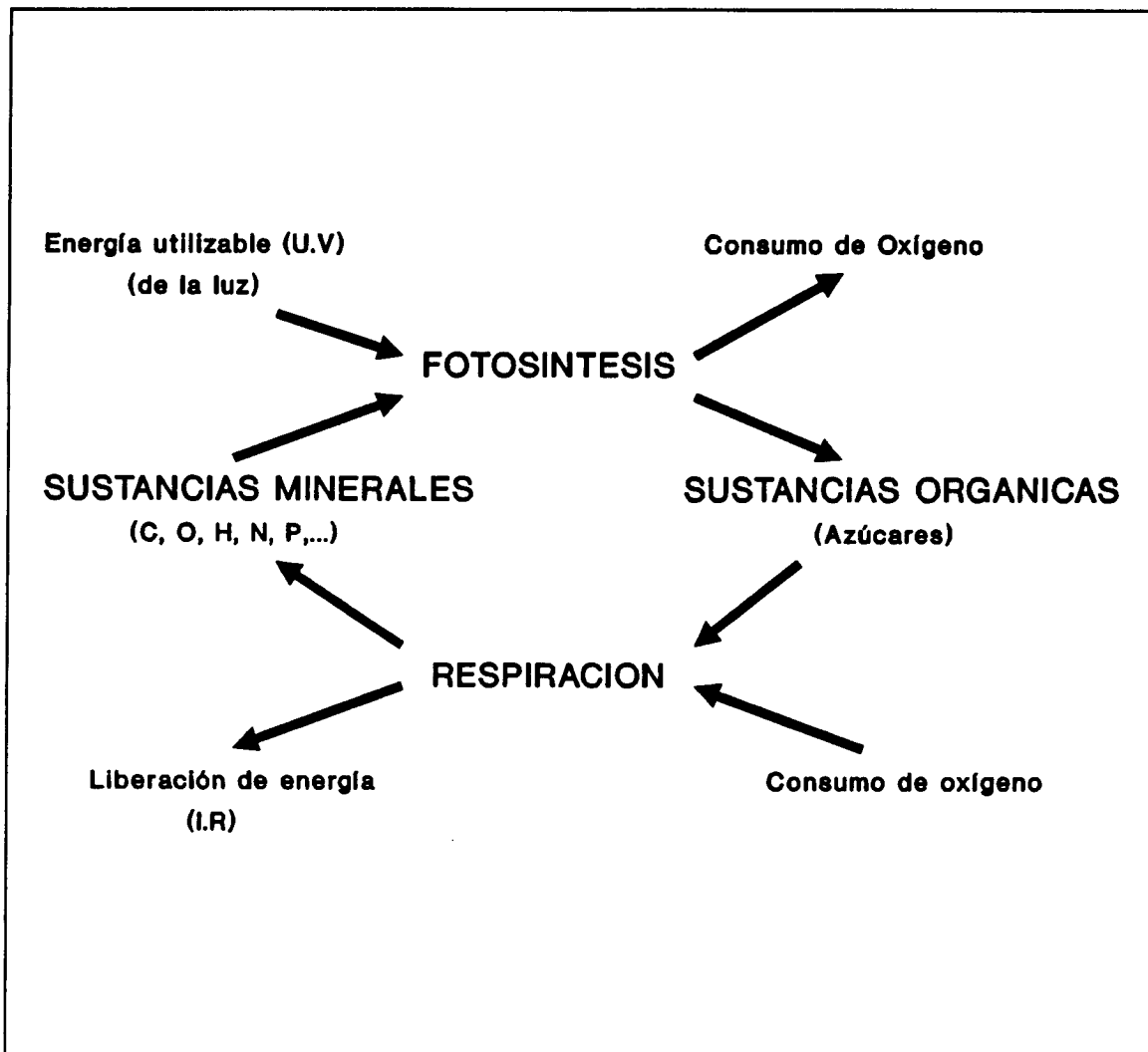


Figura 2. Desarrollo de la materia orgánica. (De Marchetti)

A partir de lo expuesto anteriormente es posible plantear el siguiente balance de materia para la biomasa de un embalse o lago:

$$\text{Total} = \text{Aportada} + \text{Producida} - \text{Degradada}$$

El incremento o disminución de biomasa vegetal con el tiempo depende de los siguientes cinco factores:

- Velocidad con que se reproduce la biomasa inicial.
- Cantidad de algas aportadas, por ejemplo, de los emisarios de aguas residuales.
- Tipo de la biomasa autóctona.
- Rapidez con que la biomasa de algas utilice las materias nutritivas.
- Velocidad con que la biomasa se degrade, así como la utilización de las sustancias procedentes de la descomposición.

La producción de biomasa de algas dependerá sobre todo de la producción local, en función principalmente de la disponibilidad de los compuestos minerales: carbono, nitrógeno, fósforo, etc. De aquí la importancia de las sustancias inorgánicas en los procesos biológicos de producción de las moléculas orgánicas que intervienen tanto en los procesos energéticos como en el armazón estructural de los organismos de un medio lacustre.

3. MECANISMOS DE INTERDEPENDENCIA.

En la figura 3a, se describe la productividad de los lagos, desde el punto de vista del desarrollo de la biomasa vegetal acuática. En primer lugar se establece un estadio dependiente de las características de la cuenca de alimentación de la masa de agua (lago, embalse o río) expresadas por factores geofísicos y geoquímicos (nivel 1). Este primer estadio determina las características particulares de las aguas (nivel 2). Las transferencias entre estos dos niveles, siempre han existido

debido a los procesos naturales de los suelos y de la vegetación. Sin embargo, actualmente estas transformaciones se han visto notablemente aceleradas debido a las intervenciones radicales realizadas por el hombre en el sentido de la utilización de los suelos, urbanización e industrialización.

Las transferencias entre los dos niveles se miden generalmente como intensidades de emisión, coeficientes de exportación, valores de flujo, etc., mientras que las transferencias del nivel 2 al nivel 3 (características limnológicas de las aguas) se expresan en términos de aportes al medio receptor, (figura 3a), (lago, embalse o río).

En la figura 3b se esquematizan los principales fenómenos dinámicos observados en el interior de un sistema lacustre y sus relaciones con los aportes tanto externos (C_E) como internos (C_I).

También se pueden observar los principales caminos que siguen los compuestos de los aportes externos. Según su propia naturaleza, pueden acceder al sistema de dos formas:

- Sustancias minerales (disueltas o no):

En el primer caso existe una alta disponibilidad biológica de éstas, al ser muy fácilmente asimilables por los productores primarios.

- Sustancias orgánicas:

Solo utilizables después de un adecuado proceso de descomposición microbiológica.

La incidencia de los compuestos que intervienen en las transferencias entre los diversos niveles, (figura 5b), se expresan en forma de cantidad de biomasa, producción primaria, consumo de oxígeno, etc. De todas formas, la importancia relativa de estos elementos y compuestos asociados por las relaciones de dependencia y de interdependencia, está ligada a las condiciones de implantación y a los diversos factores (geoquímicos, geofísicos, climáticos, etc) de la masa de agua en particular.

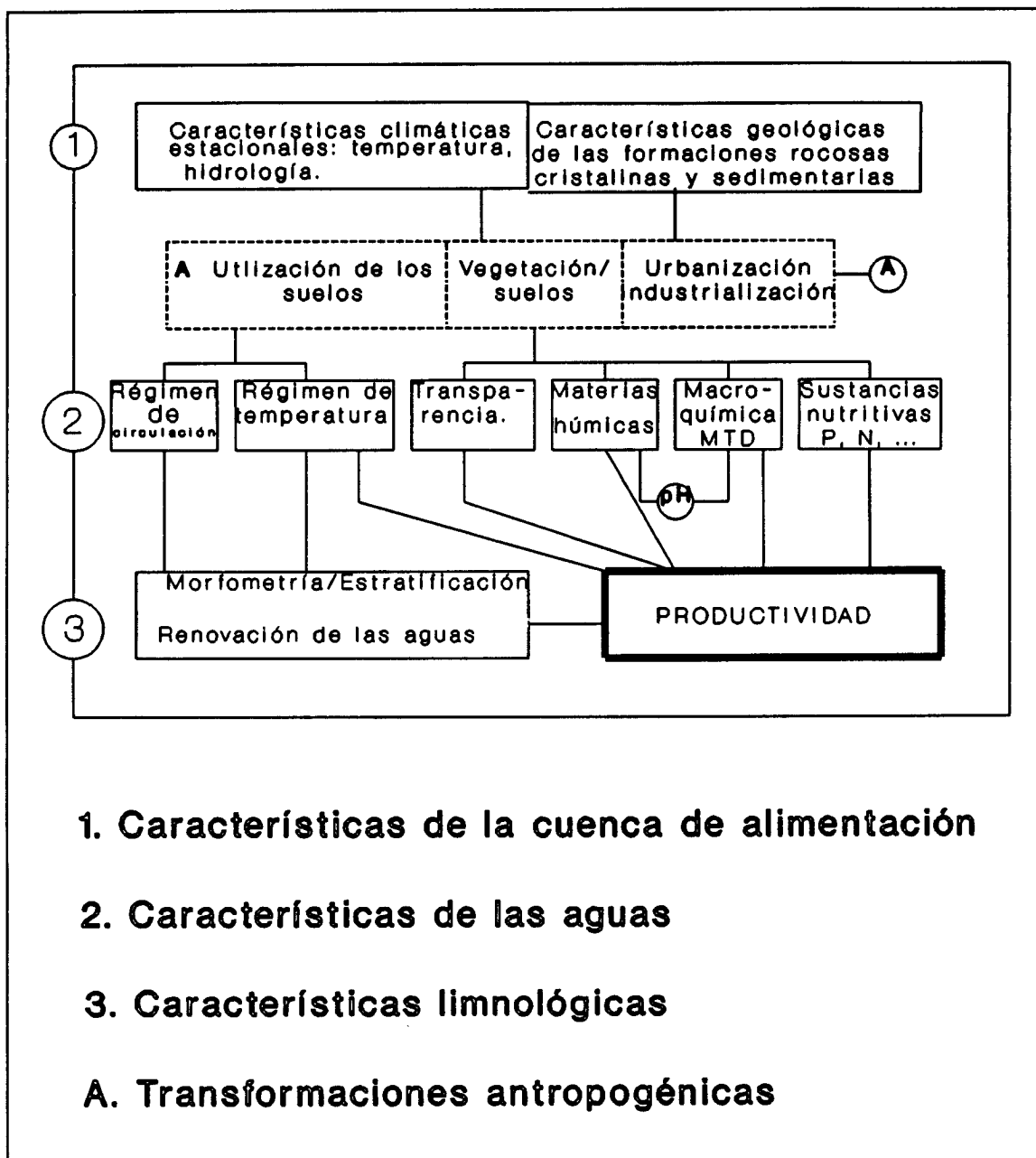


Figura 3a. Mecanismos de interdependencia en un sistema lacustre. (De Informe OCDE).

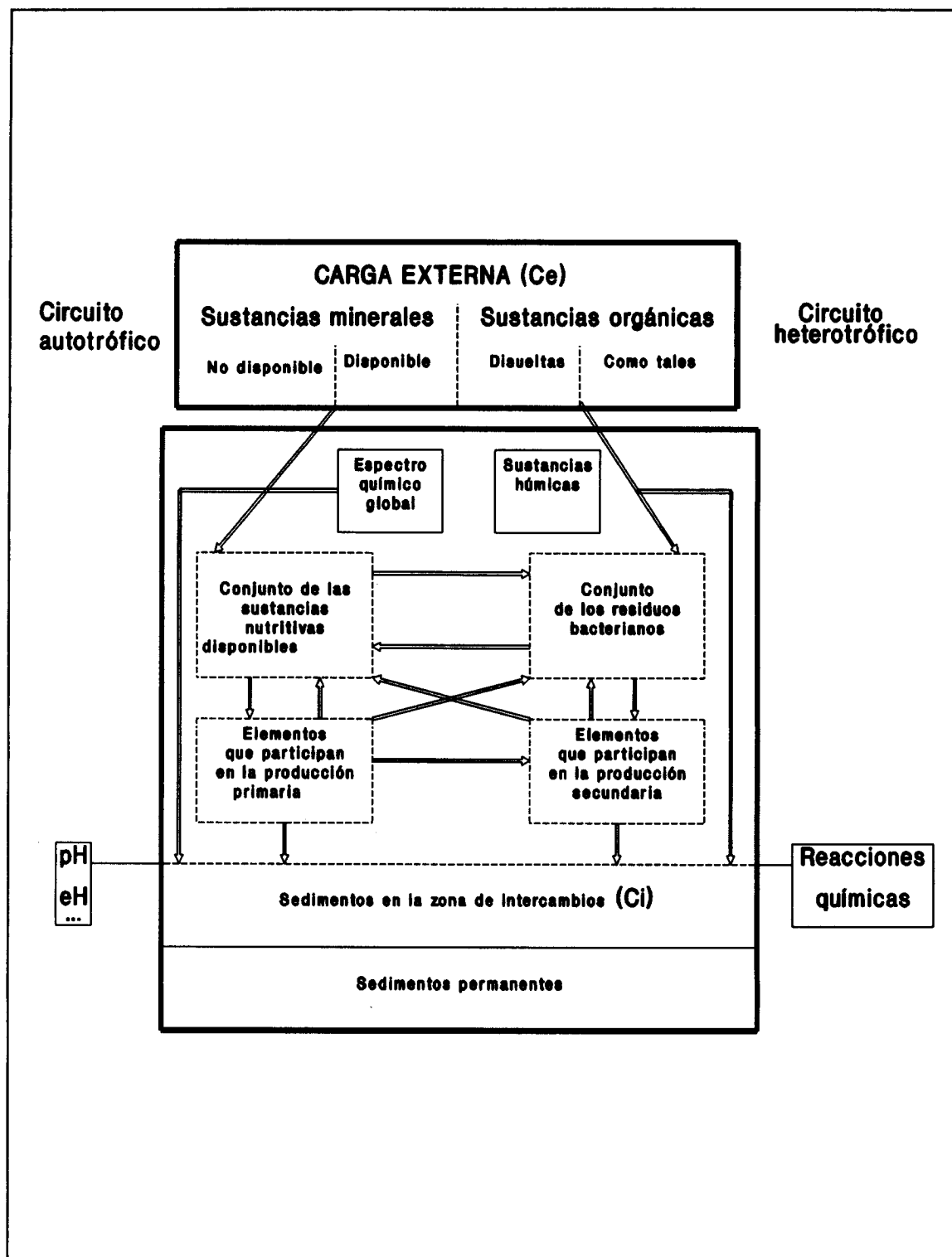


Figura 3b. Transferencias entre los diversos niveles. (De informe OCDE).

4. FUENTES DE NUTRIENTES.

En principio deben considerarse como tales todos los posibles aportes susceptibles de fertilizar la masa de agua en estudio. Se pueden mencionar, entre otros muchos, los aportes atmosféricos y los debidos a las aguas de escorrentía procedentes de la cuenca de la masa de agua.

El principal elemento que fertiliza las aguas es el fósforo. Más adelante se discutirá ampliamente el papel de este elemento en la eutrofización, sin embargo, en este momento se explicarán las principales fuentes de aporte de fósforo.

Una vez que se ha detectado un aporte significativo, es importante averiguar que fracción de fósforo proviene de los aportes naturales que no resultan de las actividades humanas, es decir, que cantidad de fósforo forma parte natural de la composición de las aguas debido a las diferentes condiciones naturales de implantación. De esta forma se puede saber que fracción de fósforo es posible reducir con los diferentes tratamientos, ya que la fracción de fósforo natural es prácticamente imposible de eliminar. En la figura 4, se representan diferentes fracciones de aporte de fósforo, según como se origine, en función del nivel trófico de las aguas e indicando el grado de dificultad de su eliminación o reducción.

Las fuentes artificiales de fósforo se pueden clasificar en dos categorías: puntuales y difusas. Como su nombre indica una

fuente puntual vierte el fósforo en un punto dado, como puede ser en un afluente o directamente en el lago o embalse. Estos aportes pueden proceder de vertidos industriales o domésticos, ya sea de forma conjunta o individualizados. También se considera un aporte puntual las desembocaduras de ríos con un alto contenido en sustancias nutritivas en los lagos o embalses. Debido a la precisa localización de este tipo de fuentes de fósforo, las fuentes puntuales son las más fáciles de tratar.

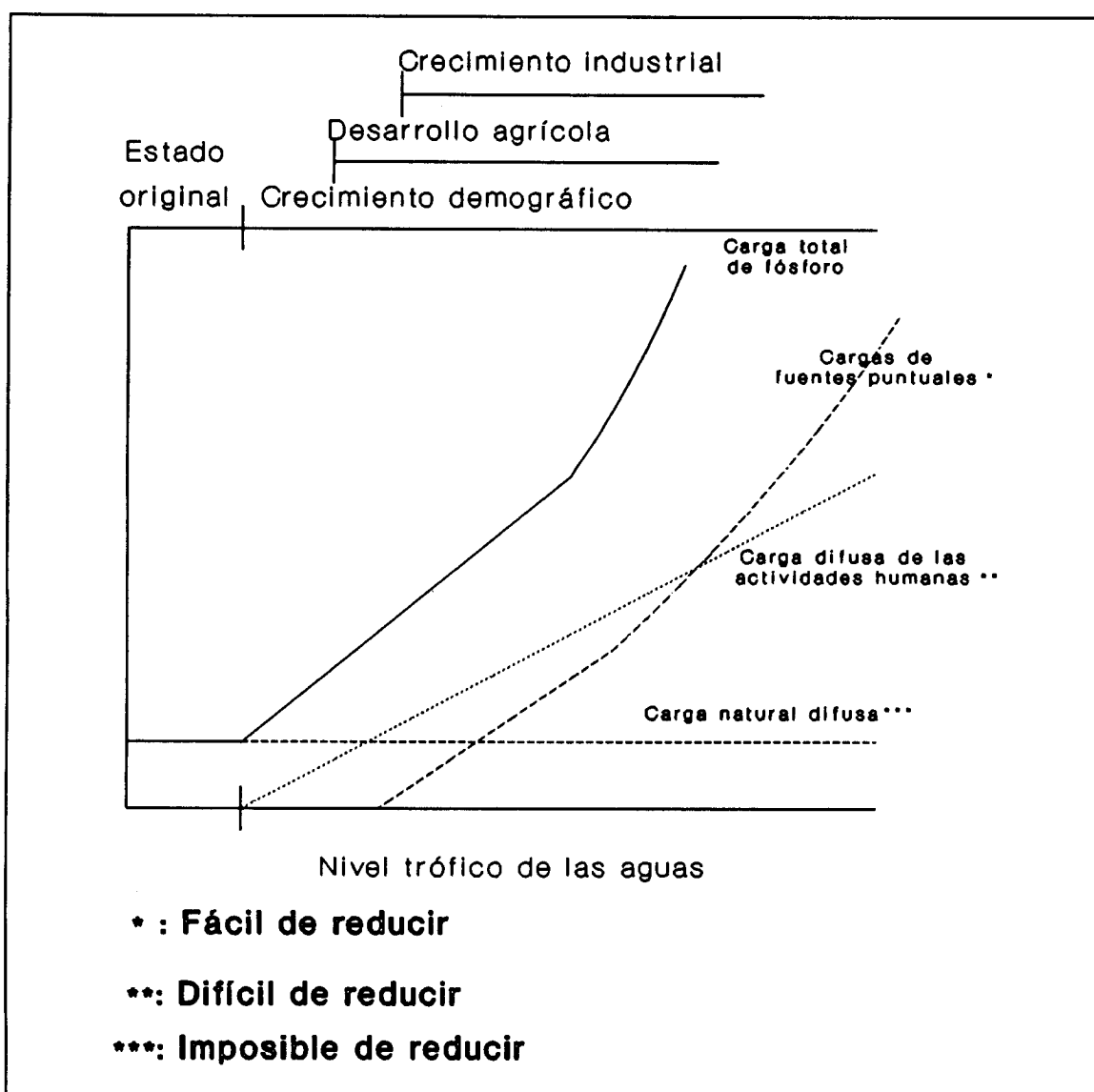


Figura 4. Distribución del fósforo, según origen antropogénico y natural, en función del nivel trófico. (De Informe OCDE).

Las fuentes difusas contaminan los cursos de agua utilizando como intermediarios las aguas de escorrentía. La ausencia de vertidos localizados a lo largo de los afluentes de los ríos, lagos o embalses dificulta el control de los aportes de fósforo. De esta forma, todas las sustancias solubles y las recogidas en la cuenca de alimentación (desechos animales, vegetales, arrastres de materiales debidos a la erosión, etc.) pueden llegar a los cursos de agua y contribuir a los aportes difusos. El crecimiento tanto urbano como industrial puede acrecentar progresivamente la importancia relativa de estos aportes de fósforo con relación a los aportes difusos, aunque éstos continuarán aumentando en valor absoluto.

A continuación se exponen, más detalladamente, las diferentes fuentes de fósforo que pueden contribuir a la fertilización de las masas de agua.

1. Fuentes puntuales.

a. Aportes de las canalizaciones de saneamiento de zonas habitadas:

- Residuos de procedencia humana.
- Residuos urbanos.
- Aguas de escorrentía urbana.
- Residuos industriales.

b. Residuos industriales vertidos directamente en cursos de agua.

c. Residuos de las estaciones de depuración (EDAR).

2. Fuentes difusas.

a. Aportes de las zonas urbanas sin canalizaciones de saneamiento.

- Fosas sépticas.
- Desechos urbanos.
- Erosión de los suelos.

b. Debido a las tierras cultivadas.

- Erosión de los suelos.
- Desechos de los animales domésticos.
- Desechos orgánicos vegetales.

c. Debido a las tierras no cultivadas.

- Erosión de los suelos.
- Desechos orgánicos vegetales.
- Desechos de los animales salvajes.

d. Manantiales y aguas naturales.

e. Reservas contenidas en las aguas.

- Sedimentos.
- Fauna y flora.
- Aguas subterráneas.

f. Atmósfera.

- Precipitaciones líquidas.
- Precipitaciones con arrastre de sólidos.

5. CICLOS DEL NITROGENO Y DEL FOSFORO.

5.1. Ciclo del nitrógeno.

5.1.1. Introducción.

La complejidad que presenta el ciclo del nitrógeno y las propiedades químicas del átomo de nitrógeno da lugar a que este elemento se pueda presentar de multitud de formas químicas, orgánicas e inorgánicas, al reaccionar con el oxígeno, hidrógeno y otros elementos.

Desde el punto de vista del ciclo los compuestos más importantes son:

- El nitrógeno molecular como gas presente en la atmósfera en grandes cantidades.

- El amoníaco que se encuentra en el agua según el pH de ésta como ion amonio y como amoníaco cuando las condiciones de medio reductor y alto pH lo permitan.

- El protóxido y el óxido de nitrógeno, presentes en la atmósfera.

- El bióxido de nitrógeno fácilmente soluble en agua.

- El ácido nítrico y nitroso que acompañan al ciclo en la desnitrificación.

- El nitrógeno orgánico (aminas, amidas, ...) que puede ser soluble o insoluble, se encuentra tanto en la biomasa como en los residuos orgánicos del suelo y del agua.

En la figura 5 se representa el ciclo del nitrógeno que consiste en un intercambio continuo de nitrógeno entre la atmósfera y los organismos (paso rápido), a través del suelo y del agua, mediante mecanismos biológicos o químicos. Para cerrar el ciclo, el paso a la atmósfera (paso lento) se realiza a través de los organismos desnitrificantes que transforman los nitratos en nitrógeno molecular. Ello es debido a que la forma molecular del nitrógeno es muy poco reactiva.

Muy pocos microorganismos pueden utilizar el nitrógeno directamente, solamente aquellos nitrificantes (algunas algas y bacterias) poniéndolo a disposición del resto de los organismos de la bioesfera.

El retorno a la atmósfera está asegurado por los organismos desnitrificantes que actúan a la inversa que los anteriores,

liberando el nitrógeno molecular. Este elemento se encuentra como constituyente del armazón estructural de los animales y vegetales, participando en la estructura de los ácidos nucleicos y de los compuestos funcionales (urea, ácido úrico, etc.).

5.1.2. El nitrógeno en el medio ambiente.

a. El nitrógeno en la atmósfera.

Este elemento es el componente principal de la atmósfera terrestre, constituyendo el 78.09 % de la composición del aire.

Aparte del nitrógeno molecular, existen otras formas de nitrógeno en la atmósfera (amoníaco, bióxido, óxido de nitrógeno), pero en cantidades relativamente inapreciables. Los óxidos de nitrógeno se forman mediante procesos fotoquímicos o electroquímicos naturales, o se producen por emisiones de los residuos de las actividades humanas.

El amoníaco está presente en la atmósfera gracias a la agricultura, actividades humanas en general (aguas residuales,...), emanaciones volcánicas y procesos naturales de descomposición.

Si se compara la parte inferior de la figura 5, con el ciclo trófico representado en la figura 1, se puede comprender mejor como el nitrógeno está incluido en los diferentes pasos del ciclo: producción de sales minerales (nitratos), consumo de éstas

por los productores primarios, posteriormente de éstos por los consumidores (herbívoros y carnívoros), para cerrarse el ciclo con la posterior degradación de éstos últimos.

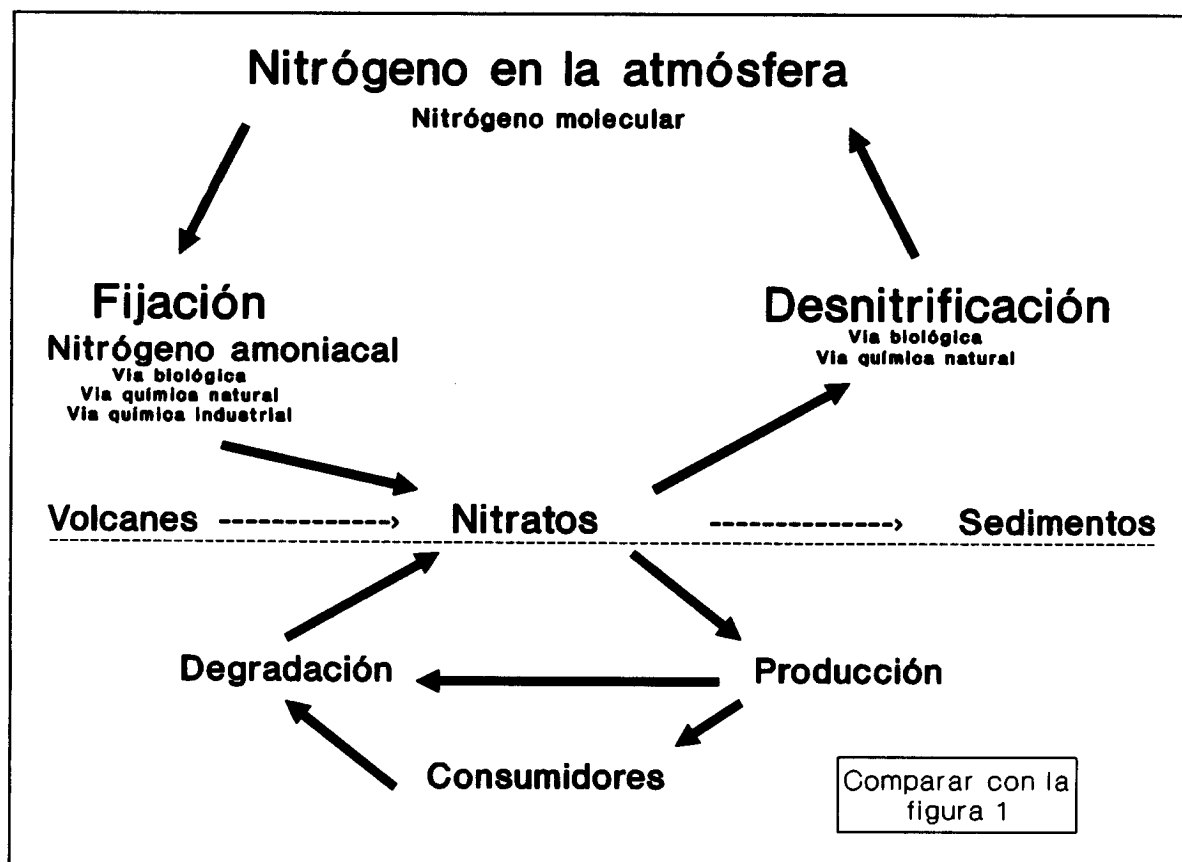


Figura 5. Ciclo del nitrógeno. (De Marchetti).

b. El nitrógeno en el medio acuático.

En equilibrio con la atmósfera el nitrógeno se encuentra disuelto en el agua en forma gaseosa en cantidades variables en función de la temperatura, presión y salinidad. El amoníaco está presente en el agua como subproducto de la destrucción de aminoácidos o reducción de los nitratos, y en determinadas

circunstancias puede ser la forma de nitrógeno predominante en los sedimentos de los lagos y embalses anóxicos, donde existen condiciones fuertemente reductoras. En general, el amoníaco en disolución pasa directamente a nitratos y nitritos, debido simplemente a la existencia de oxígeno en disolución, siendo éstas las principales formas en que se encuentra el nitrógeno tanto en la masa de agua como en los sedimentos.

Otra reserva de nitrógeno se encuentra en los residuos orgánicos de los animales, en los nucleótidos, urea y en los ácidos húmicos.

c. El nitrógeno en el suelo.

La forma de nitrógeno predominante en el suelo y que constituye el 95 % de la reserva total es el nitrógeno orgánico, el resto está formado por nitratos, amoníaco, etc. También estará presente el nitrógeno molecular gaseoso ocupando los intersticios del suelo. El nitrógeno orgánico al descomponerse se libera como amoníaco que puede ser adsorbido parcialmente por el suelo y posteriormente ser oxidado a nitrato o nitrito, siendo utilizado por las plantas.

5.2. Ciclo del fósforo.

5.2.1. Introducción

A diferencia del nitrógeno, el fósforo tiene un ciclo, (figura 6), donde la principal reserva del elemento se encuentra en las rocas de la corteza terrestre. Las rocas típicas por su contenido en fósforo son las ígneas y sedimentarias. Por efecto de la erosión realizada por los elementos meteorológicos (precipitaciones, viento, hielo, etc.) las rocas ceden diversas formas de fósforo al medio. Desde el punto de vista biológico interesan aquellos minerales que contengan sales fosfatadas de calcio, hierro y aluminio.

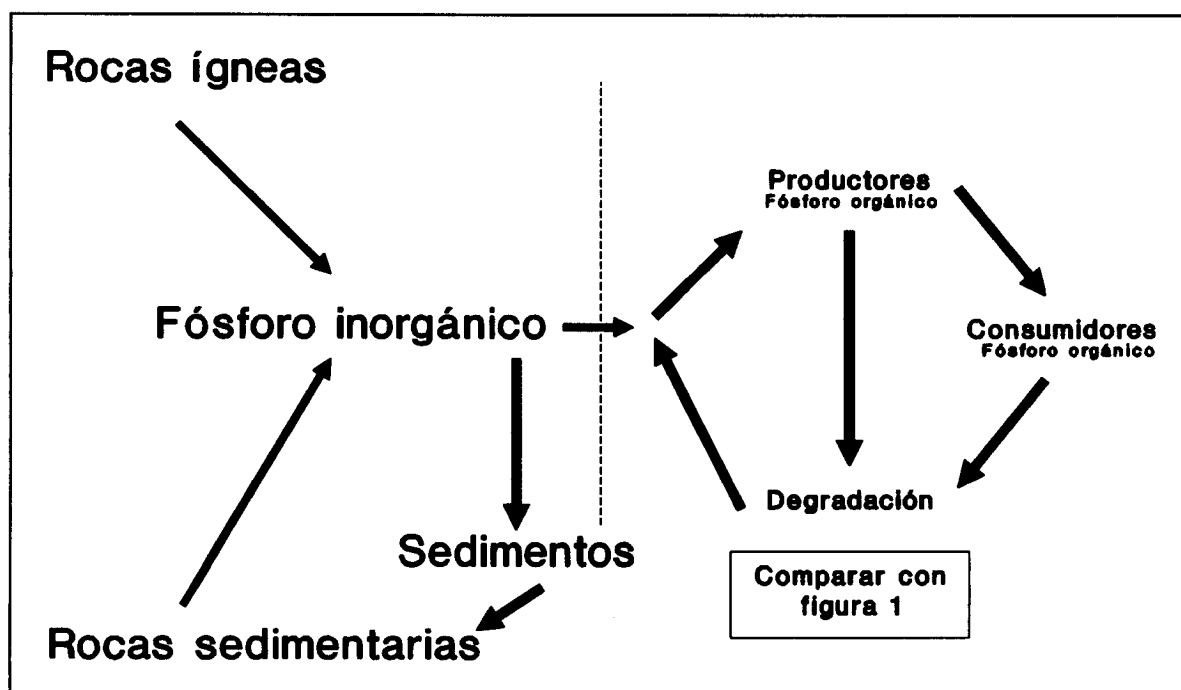


Figura 6. Ciclo del fósforo. (De Marchetti).

El fósforo constituye un elemento de gran importancia desde

el punto de vista funcional y estructural, entrando en la composición del armazón de los organismos vivos y de los acumuladores de energía (ATP). La destrucción de los residuos metabólicos da lugar a la liberación de fósforo orgánico (enlazado con cadenas hidrocarbonadas) que por la actividad de las bacterias se transformará en fósforo inorgánico, integrándose de nuevo en el ciclo. De nuevo se hace mención a la similitud entre los ciclos de las figuras 1 y 6. La comparación se debe realizar de la misma forma que en el caso del nitrógeno. Cuando el fósforo se sedimenta en el fondo de los sistemas lacustres, parte del fósforo orgánico llega mineralizado o reciclado. Si el lago o embalse es poco profundo, existe una interacción entre las aguas en contacto con los sedimentos, aguas profundas, y las aguas superficiales. Como resultado de la mezcla de estas dos fracciones, el fósforo puede ser asimilado por el fitoplancton entrando en su cadena alimentaria.

Según el esquema de la figura 6, el fósforo no pasa por la atmósfera en ningún momento de su ciclo. En realidad, tiene una participación marginal en forma de fosfinas generadas por los procesos de putrefacción y por las emisiones volcánicas. Otra forma de entrar en la atmósfera es simplemente por arrastre de los fertilizantes fosfatados por el viento, volviendo a la litosfera mediante las precipitaciones.

De lo anteriormente expuesto se puede deducir que:

- El ciclo del fósforo es típicamente sedimentario, siendo su única reserva la representada por las rocas.

- El ciclo completo del fósforo puede ser descompuesto en dos secundarios: inorgánico y orgánico.

- Se puede considerar que solo existe el paso del fósforo de las rocas ígneas al ciclo inorgánico, debido a que el sentido inverso se produce en una escala de tiempo geológico.

5.2.2. El fósforo en el medio ambiente.

a. Ambiente inorgánico.

Las formas químicas más interesantes desde el punto de vista del ciclo del fósforo son las sales de calcio. En su mayoría presentan una solubilidad bastante baja por lo que la disolución de estas rocas es bastante lenta.

La cantidad de fósforo que puede pasar al suelo depende de las condiciones climáticas (precipitaciones, viento y hielo), geoquímicas (naturaleza y estructura de la roca o del suelo), topográficas (pendiente) y biológicas (tipo de vegetación, etc.)

b. El fósforo en los organismos vivos.

Como anteriormente se ha comentado, el fósforo es un constituyente fundamental en la composición de la estructura de los seres vivos (dientes y huesos), de los compuestos energéticos (ATP) y del RNA.

5.2.3. Biociclo del fósforo en el suelo.

El fósforo en el suelo suele presentarse de diversas formas, como constituyente molecular orgánico, precipitado como sal de hierro o aluminio, adsorbido sobre los óxidos de hierro y de aluminio, y unido a las arcillas mediante puentes de calcio. Si existe agua en el suelo, el fósforo puede disolverse pasando por absorción a las plantas. Este proceso puede realizarse a mayor velocidad en presencia de bacterias micorrizas que aceleran la conversión a fosfato. Estas bacterias están presentes en las raíces de las plantas en diferente proporción según el tipo de vegetación o cultivo que exista. Las raíces liberan ácidos orgánicos y enzimas (fosfatasas) que atacan al fosfato del suelo. Así la patata transforma 10.5 Kg de fosfato por hectárea y año, mientras que la vegetación arbórea transforma 0.5 Kg por hectárea y año.

5.2.4. Biociclo acuático.

Las formas químicas del fósforo que más interesan en el estudio del medio ambiente acuático son los fosfatos inorgánicos disueltos, los orgánicos disueltos y el fósforo como tal (insoluble). La suma de estas formas constituye el fósforo total.

En los lagos los aportes de fósforo dependen fundamentalmente de la naturaleza de la cuenca hidrográfica, siendo máximos si la cuenca está formada por rocas sedimentarias y mínimos si está formada por rocas cristalinas.

Las algas acuáticas generalmente asimilan el fósforo inorgánico igual que las plantas terrestres. Algunas algas presentan una gran eficiencia en este proceso, puesto que pueden asimilar concentraciones iguales o menores de 0.001 mg/l de fósforo inorgánico. Otras pueden hacer lo mismo con el fósforo orgánico como la **Nitzschia palea**, o como la **Scenedesmus quadricauda** que puede asimilar el ácido adenílico (adenosín-5'-monofosfato) presente en estado libre en las células y que interviene en el transporte de energía.

En lagos y embalses, la masa de agua pasa por varias fases en función del clima del año. En invierno la temperatura del agua se puede considerar homogénea a todas las profundidades, mientras que en verano se produce una estratificación térmica como se ve en la figura 7, en dos fases claramente diferenciadas: epilimnio (capa caliente y superficial) e hipolimnión (capa fría y profunda), separadas por una franja más o menos ancha denominada termoclina, en la cual existe una variación rápida de la temperatura. Cuando el epilimnión se enfría, se alcanza el equilibrio térmico con el hipolimnión dando lugar a una recirculación de las aguas obteniéndose valores muy homogéneos de concentración de las sustancias nutritivas. Cuando llega la primavera y el verano, (figura 8), se produce una intensa reproducción de las algas que asimilan rápidamente el fósforo disuelto de las aguas superficiales. Esta actividad lleva aparejada la reducción del fósforo del epilimnión y el enriquecimiento de las aguas profundas. Este enriquecimiento del hipolimnión no solo es relativo. A profundidades cercanas a los

sedimentos y en condiciones de buena oxigenación de las aguas, el fósforo que se libera de las sustancias orgánicas reacciona con el hierro formando una sal insoluble, fosfato férrico, disminuyéndose los aportes de fósforo a las aguas debido a la acumulación de fosfatos en los sedimentos. Sin embargo, la progresiva descomposición de las sustancias orgánicas implica el consumo del oxígeno disuelto, que en condiciones de estratificación térmica no puede ser compensado por los mecanismos de transporte (difusión o convección) que se realizan desde el epilimnión al hipolimnión, debido a la baja velocidad del intercambio. La ausencia de oxígeno produce unas condiciones fuertemente reductoras transformándose la sal férrica a ferrosa, sal mucho más soluble que la anterior, disolviéndose el fosfato.

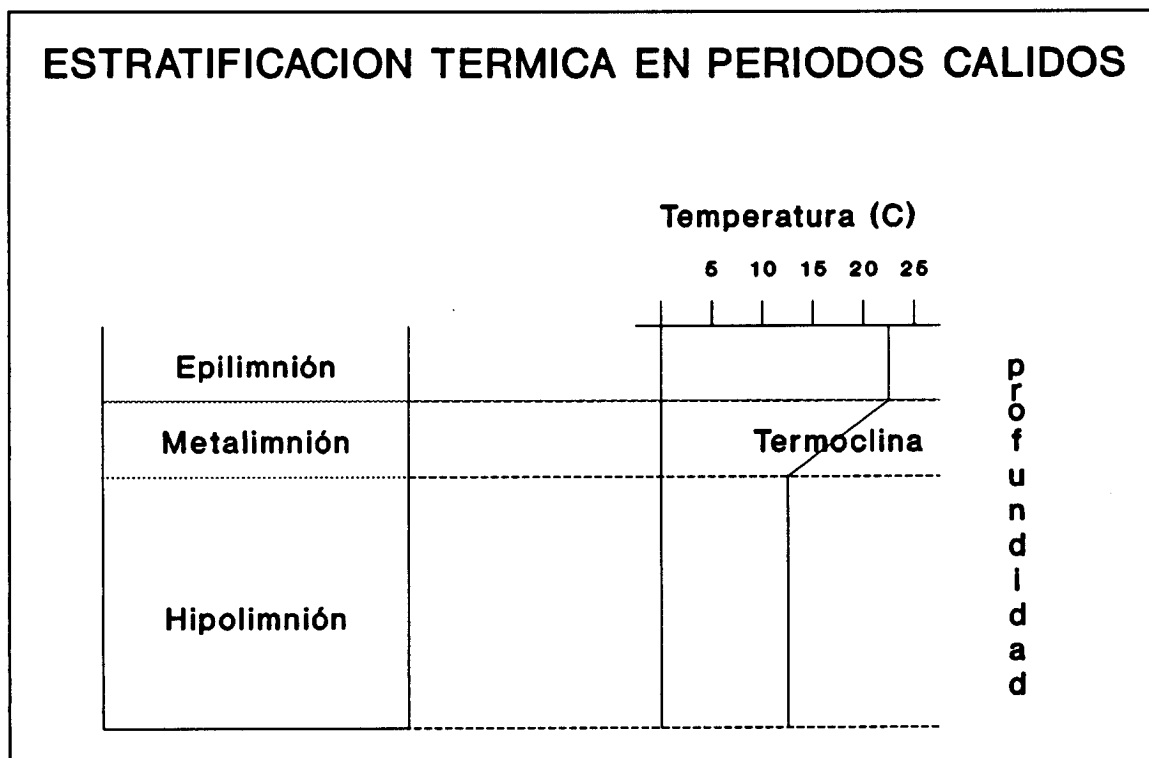


Figura 7. Estratificación térmica. (De Marchetti).

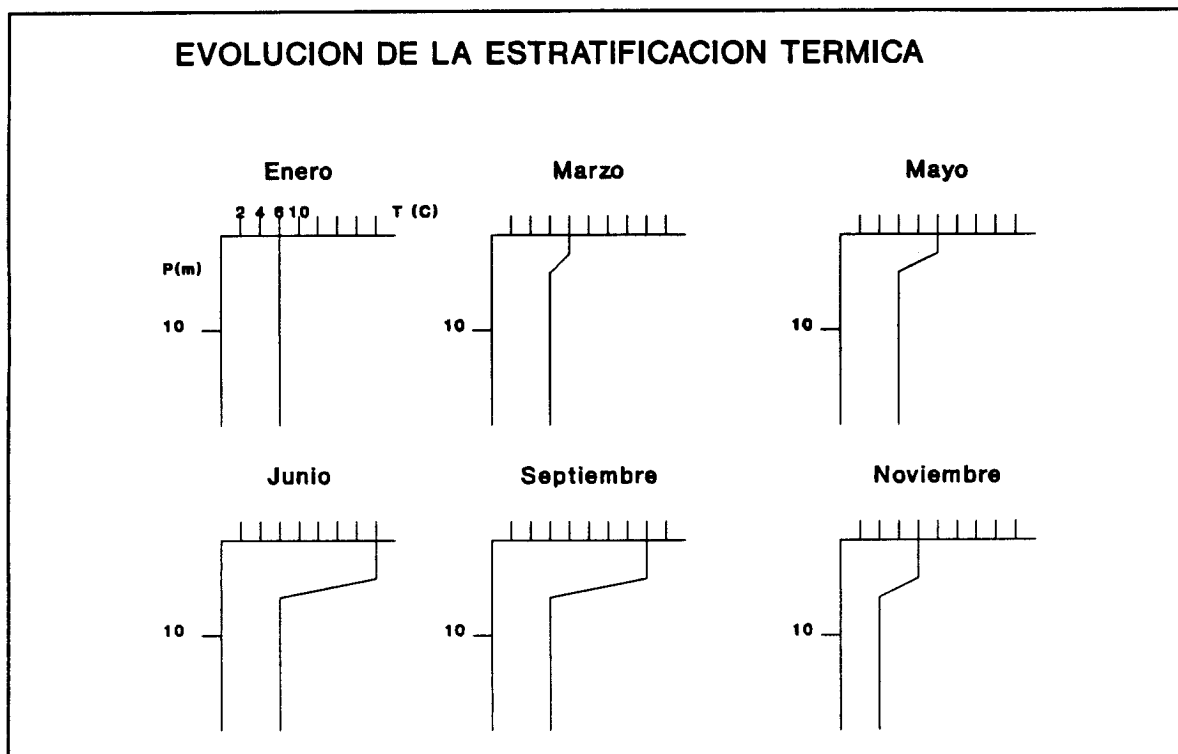


Figura 8. Evolución de la estratificación térmica. (De Marchetti).

Por esta razón, al terminar los períodos de estratificación térmica, puede existir una gran concentración de fósforo en el hipolimnión.

6. PAPEL DE LOS SEDIMENTOS.

La liberación de fósforo por parte de los sedimentos tiene una gran importancia debido a la elevada contribución que puede representar en la concentración de fósforo en las aguas. Este aporte interno es muy difícil de cuantificar, de tal forma que en el proyecto de la OCDE sobre eutrofización, en la construcción de los modelos no se tuvo en cuenta este aporte interno. De esta

manera, los modelos generados por el proyecto no sirven para las masas de agua con aporte interno de fósforo elevado.

En líneas generales se puede decir que en los lagos anóxicos, con déficit de oxígeno hipolimnético, y eutróficos, los sedimentos liberan importantes cantidades de fósforo.

La presencia de algunos tipos de algas puede modificar de forma importante la velocidad de sedimentación del fósforo.

Los lagos donde predominan diatomeas eliminan el fósforo por sedimentación en una proporción muy superior a la de los lagos con algas azules y pardas.

Los aportes internos de fósforo pueden algunas veces sobrepasar a los externos. Esta situación puede manifestarse cuando el aporte externo de sustancias nutrientes ha sido considerablemente reducido después de un proceso de eutrofización acelerada, generalmente en lagos poco profundos.

Después de reducir los aportes externos, la liberación de fósforo por parte de los sedimentos puede alcanzar valores que oscilan desde un 22% hasta un 400% de la carga externa de fósforo anterior a la reducción de ésta.

7. SUSTANCIAS NUTRITIVAS QUE FAVORECEN LA EUTROFIZACION.

Se admite que los tejidos de fitoplancton y de las macrófitas acuáticas contienen fósforo y nitrógeno en una proporción calculada, como media, de 1 átomo de fósforo por cada 16 átomos de nitrógeno. El crecimiento de las plantas acuáticas exige unos aportes de nutrientes, de fósforo y de nitrógeno, equilibrados en las anteriores proporciones. Si en el agua la relación entre el número de átomos de nitrógeno y fósforo excede de 16 ($N:P > 16$), a la vegetación acuática le faltaría el número necesario de átomos de fósforo para su desarrollo y la biomasa de algas se encontraría limitada por la cantidad de fósforo existente en las aguas. La limitación por el nitrógeno corresponde, por el contrario a los casos donde la relación entre el número de átomos de nitrógeno y fósforo está por debajo de 16 ($N:P < 16$). La relación atómica $1P/16N$ representa una relación en peso de $1P/7.2N$ (ver anexo 1). En condiciones ideales, un aporte de materias nutritivas produce, en el caso del fósforo, 500 veces su peso en materia vegetal, pero solamente 69 veces en el caso del nitrógeno.

No existe una separación precisa entre los casos de limitación del crecimiento por parte del fósforo o del nitrógeno. En general cuando los valores de la relación N:P (valores totales y expresados en peso) están comprendidos entre 9 y 17, se considera que son valores aceptables para el desarrollo de la vegetación acuática. Los trabajos realizados sobre eutrofización muestran que valores de la relación N:P mayores que 15-17

presentan un crecimiento de la biomasa vegetal controlado por el fósforo. Si la relación es menor que 9-10 es el nitrógeno quien juega el papel de factor controlante del crecimiento.

Por otra parte, la OCDE estableció unas relaciones basadas en el contenido ponderal de nitrógeno y de fósforo mineral para diferenciar el crecimiento de fitoplancton (de clorofila) limitado por el fósforo ($N_{\min}/P-PO_4^{3-} > 15$) o por el nitrógeno ($N_{\min}/P-PO_4^{3-} < 7$). En el proyecto de la OCDE no se tuvieron en cuenta las masas de agua con una relación menor o igual a 10. Como nitrógeno mineral se entiende la suma: $N_{\min} = N-NO_3^- + N-NO_2^- + NH_4^+$.

Por las razones anteriormente expresadas se asume que las únicas sustancias nutritivas que influyen en el crecimiento de la biomasa son el fósforo y el nitrógeno medidas como fósforo y nitrógeno total. En realidad las diferentes variables a medir no se han escogido en función de su papel biológico, sino más bien en función de la facilidad de medida. En este punto incide especialmente el proyecto sobre eutrofización de la OCDE, al considerar la dificultad de que todos los laboratorios implicados dispusiesen del mismo material analítico y de los mismos métodos de análisis. Por esta razón se eligió la concentración de fósforo total como variable de vigilancia de la calidad de las masas de agua, dejándose en un segundo plano y para estudios posteriores la elucidación completa del papel biológico desempeñado por el fósforo.

Posteriormente el proyecto de la OCDE confirmó el papel que juega el fósforo total, al probar que en una gran cantidad de lagos y embalses es el fósforo quien actúa como agente controlador del crecimiento de la biomasa vegetal.

La siguiente clasificación intenta dividir las diferentes formas del fósforo total; en estado natural el fósforo total contiene todo o parte de las siguientes fracciones: fósforo cristalino, ocluido, absorbido, orgánico como tal (insoluble), orgánico soluble e inorgánico soluble. A partir de estas fracciones se ha definido la noción de "fósforo biológicamente disponible", el cual contiene el denominado fósforo soluble reactivo (DRP), fósforo soluble inerte y el fósforo "lábil". El fósforo reactivo soluble constituye una mezcla de especies disueltas orgánicas y minerales.

Una parte del fósforo soluble inerte se considera biológicamente disponible por el fitoplancton gracias al papel desarrollado por una hidrólisis enzimática que libera las diferentes fracciones de fósforo. Por otra parte, el fósforo "lábil" se asocia a una serie de compuestos de los suelos en disoluciones acuosas.

En el diagrama de la figura 9, se indica la disponibilidad biológica del fósforo a nivel molecular y según el tipo de fuente. De esta manera es posible conocer cual es el aporte de fósforo más fácil de eliminar en función de las condiciones existentes en la masa de agua.

Hasta llegar a una determinada masa de agua, el fósforo y el nitrógeno siguen caminos diferentes. El primero puede introducirse llevado por las aguas de afluentes, lluvias o sedimentos. Su eliminación puede realizarse por precipitación o jugando con las aguas de entrada/salida: control de las aguas de escorrentía, de los aportes de fósforo por parte de las industrias y de la agricultura situados en los afluentes, disminución del tiempo hidráulico de residencia, ... Por el contrario, el nitrógeno sigue caminos más complejos. Entra en la masa de agua, en general, por los mismos que sigue el fósforo, además de por la interfase aire-agua, pero su salida se puede realizar de forma más compleja. El nitrógeno molecular (N_2) gaseoso, de origen atmosférico, disuelto en la masa de agua, puede ser fijado por las algas azules.

Si existe gran cantidad de nitrógeno, el sobrante puede ser eliminado del nitrógeno mineral por desnitrificación bacteriana, gracias a la reducción de nitrato a nitrógeno molecular, el cual puede volver a la atmósfera gracias a los intercambios en la interfase aire-agua.

La diferencia encontrada entre los caminos de entrada y salida del nitrógeno y del fósforo, hace de este último, el elemento sobre el cual se llevará a cabo el control de la posible proliferación de vegetación acuática. Principalmente, porque el fósforo no entra en la masa de agua a través de la interfase aire-agua, al contrario que el nitrógeno, siendo más fácil y eficiente luchar contra el fósforo.

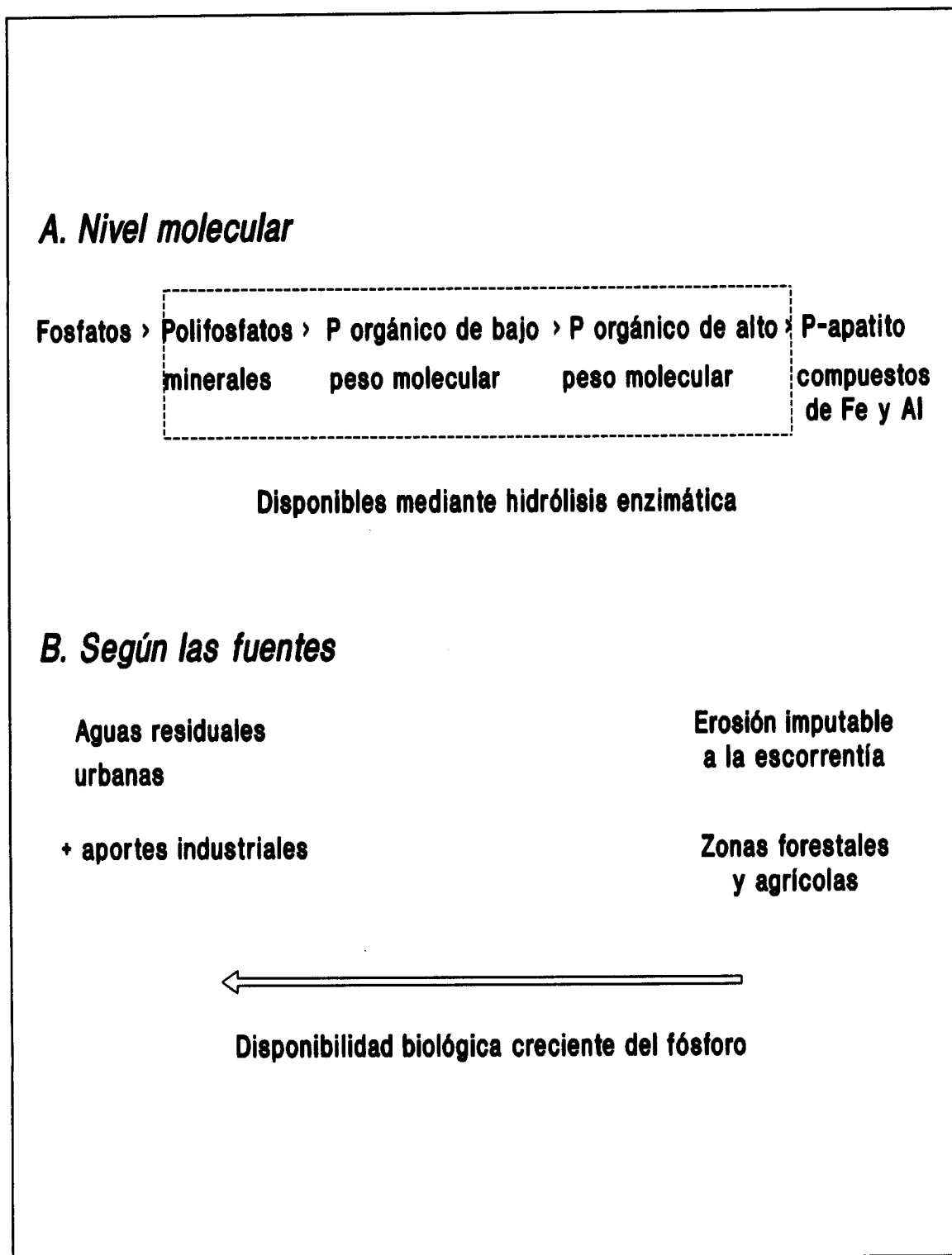


Figura 9. Disponibilidad del fósforo. (De Informe OCDE).

Si la disminución de los aportes nutritivos se realiza a costa del fósforo, se puede reducir hasta 500 veces el peso de biomasa vegetal. En el caso en que se escogiese el nitrógeno como elemento a tratar, se debe acompañar esta reducción con otras medidas referentes a disminuir el contenido de fósforo, porque la reducción de la relación N/P, puede ir acompañada del aumento de la fijación de éste por las algas sin reducción de la biomasa de éstas.

8. CONSECUENCIAS DE LA EUTROFIZACION SOBRE LOS USOS DEL AGUA.

Inicialmente el aumento de la biomasa de algas representa un beneficio para el ecosistema de la masa de agua en cuanto a los consumidores primarios, porque se aprecia un notable incremento de la productividad pesquera. Sin embargo el crecimiento no controlado puede dar lugar a un crecimiento desmesurado, produciendo la reducción del contenido en sales minerales, de oxígeno disuelto y de otros factores. Las consecuencias de este aumento desmesurado de la biomasa vegetal, eutrofización, produce diversas alteraciones sobre las actividades económicas y el medio acuático, como las que a continuación se exponen.

a. Uso civil: alimentación (potabilidad de las aguas), higiénicos, servicios públicos y privados.

Efectos que la eutrofización puede causar en el sector de la producción de agua potable:

- Aumento del material orgánico, algas y bacterias, que puede provocar el taponamiento de los filtros de las depuradoras y de los sistemas de distribución.

- Presencia de sustancias orgánicas disueltas en el agua, originando malos olores y sabores.

- Interferencias en los procesos de depuración de las aguas, disminución de la capacidad desinfectante y de floculación de los métodos tradicionales dispuestos para tal efecto.

- Formación de sustancias que durante el proceso de cloración de las aguas pueden convertirse en haluros de alquilo con preponderancia de los halometanos.

- Liberación de hierro y manganeso de los sedimentos aumentando la concentración de éstos en el agua.

- Producción de hidrógeno sulfuroso por reducción de los sulfatos.

- Aumento de la concentración de amoníaco, con posibilidad de interacción con el cloro.

- Desarrollo de organismos animales (Nematodos, larvas de insectos, etc.) en los sistemas de distribución de agua.

b. Uso recreativo: balnearios y navegación deportiva.

c. Uso agrícola: servicios y regadío.

d. Uso zootécnico: alimentación y servicios.

e. Vida acuática.

Cambio de especies piscícolas y vegetales. Pueden sustituirse especies piscícolas de gran valor económico por otras de inferior calidad. Eliminación de pesquerías por agotamiento del oxígeno disuelto.

f. Pesca.

Directamente relacionado con el apartado anterior.

g. Acuicultura: animal y vegetal.

h. Uso industrial: servicios y enfriamiento.

Taponamiento de los colectores de las industrias que requieran un gran volumen de agua: papeleras, químicas,...

i. Uso energético: refrigeración y centrales hidroeléctricas. Taponamiento de los colectores de las torres de refrigeración.

j. Navegación comercial.

9. CONSIDERACIONES FINALES.

Desde el punto de vista técnico, la eutrofización es un problema degenerativo de la calidad de las aguas. No solo por su incidencia sobre el consumo humano, sino también por el comercial y ecológico. Por estas razones es necesario, a través de una rigurosa gestión de los recursos hidráulicos, combatir los

factores que pueden dar lugar a que una masa de agua pueda cambiar su estado trófico hacia niveles superiores. La lucha contra la eutrofización, una vez que se ha manifestado, es costosa y necesita además un tiempo largo para que se puedan observar los resultados. Así, es imprescindible una política de reducción de los aportes de sustancias nutritivas, no solo en la propia masa de agua mediante la recuperación y el control de las zonas eutrofizadas, sino en todas las posibles fuentes puntuales que puedan existir a lo largo de aquella o en sus afluentes, mediante estaciones depuradoras. Los aportes difusos, más difíciles de controlar, deberán gestionarse mediante el control de los fertilizantes, uso de abonos naturales con menor contenido en fósforo y nitrógeno, y reducir en lo posible su uso.

Parte II

1. INTRODUCCION.

La eutrofización es un fenómeno muy estudiado desde dos puntos de vista diferentes: limnológico y desde la gestión de la calidad de las aguas.

Existe una gran cantidad de bibliografía sobre este tema en medios acuáticos marinos, embalses, lagos y ríos. Sin embargo no se ha encontrado absolutamente nada sobre posible eutrofización en las balsas de origen industrial. Como máximo se ha encontrado información en artículos de investigación sobre todo, referida a la modelización matemática de pequeños lagos y embalses.

Desgraciadamente, bastantes de estos artículos se encuentran en lenguas tales como el japonés, estonio, ruso y servo-croata.

Una lista de los artículos encontrados que tratan el asunto que nos ocupa, en los últimos 10 años, se implementa en la bibliografía.

En este capítulo se expondrán métodos de gestión y reducción de la eutrofización en lagos y embalses, que se han encontrado en la revisión bibliográfica realizada y que figura en el apéndice correspondiente.

2. METODOS DE GESTION.

2.1. Introducción.

Los objetivos de la gestión de la calidad de las aguas tiene varios aspectos fundamentales:

- El seguimiento y modelización de las condiciones tróficas de los lagos y embalses, mediante la medida de diferentes parámetros fisico-químicos y biológicos.

- La gestión de los datos obtenidos en el apartado anterior mediante diferentes métodos y técnicas estadísticas.

- La toma de medidas adecuadas cuando se ha detectado cambio significativo en el nivel trófico de las aguas.

- La formación de grupos de gestión de las aguas, donde los diferentes organismos tanto públicos como privados deben poner en marcha los diferentes métodos de prevención y reducción, propuestos en el punto anterior [68, 76].

En los siguientes apartados se tratan la mayoría de los temas anteriormente mencionados, excepto el último.

2.2. Seguimiento de la composición y calidad de las aguas.

Existen dos formas de modelización de los datos tomados en los embalses y lagos:

- Modelos teóricos: propuesta de un modelo dinámico de

comportamiento, basado en un modelo de difusión de los nutrientes entre las diferentes capas en que se puede dividir un embalse o lago, y la dinámica de las poblaciones que constituyen la biomasa de éste [1-8, 29, 44, 99, 108]

- Modelos empíricos: basados en la posible relación de la composición de las aguas con el estado trófico de éstas, mediante expresiones que, no necesariamente, indican una dependencia física entre las variables relacionadas [7, 9, 13, 16, 19, 21, 55, 56, 73, 97, 127]. Los modelos más conocidos, en general, tienen una base teórica, pero su desarrollo se realiza de forma estadística. Uno de los más utilizados es el modelo de la OCDE que relaciona los aportes externos de nutrientes con la concentración de clorofila-a en las aguas, el cual se comenta más adelante en el apartado exclusivamente dedicado al proyecto de la OCDE.

Los modelos teóricos tienen la ventaja de que sirven sobre todo para el embalse o lago en particular para el cual se han realizado, sin embargo, son difícilmente extrapolables a otros embalses o lagos. Por otra parte, el calibrado de estos modelos es complicado debido al gran número de parámetros que son necesarios para su puesta a punto.

Los modelos empíricos son de muy sencilla interpretación y puesta a punto, en comparación con los anteriores. Sin embargo es necesario resaltar que para su aplicación, la predicción de futuros estados tróficos, es necesario conservar las condiciones experimentales en que se ha realizado el modelo. Estos modelos

se han realizado mediante las medias anuales de los diferentes parámetros tomados en consideración, para intentar suavizar las diferencias estacionales de los diferentes parámetros. El error más habitual es la predicción de un estado trófico a partir de una medida individual realizada en un año, cuando se deben realizar al menos cuatro medidas, una por cada estación climática.

Teóricamente los modelos de la OCDE [127] que relacionan los aportes externos con la concentración de clorofila-a, parámetro que la OCDE escogió como indicativo del estado trófico, asumen que el embalse o lago se comporta como un reactor de mezcla completa que funciona en estado estacionario, es decir, la cantidad de nutrientes que entra a las aguas es igual que la cantidad que sale. Los valores de los diferentes parámetros pueden ser corregidos mediante el tiempo de residencia de las aguas. El tiempo de residencia es el tiempo teórico que transcurre hasta que las aguas de un lago o embalse se renuevan por completo. Estadísticamente, estos modelos están realizados mediante la recopilación de datos de diferentes zonas geográficas de la OCDE, en algunos casos hasta con 7 años de estudios. Resultan modelos muy sencillos, que dan lugar a una relación lineal en un gráfico bilogarítmico. Se emplean sobre todo para la investigación del estado trófico de las aguas y de la predicción de éste a partir de un determinado tratamiento.

3. TRATAMIENTOS.

3.1. Introducción.

Todos los tratamientos que se han recopilado para disminuir el aporte de nutrientes, fósforo y nitrógeno principalmente, se han encontrado tanto en la bibliografía de EDAR (Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales) como en el tratamiento "in situ" contra la eutrofización.

Los tratamientos para disminuir el aporte de nutrientes en lagos y embalses se pueden realizar de diversas formas, dependiendo del origen del aporte nutritivo:

- Orígenes puntuales: debidos a la industria y a los asentamientos humanos. En general se intenta combatir mediante estaciones depuradoras. En ellas, se combinan los tratamientos clásicos biológicos (oxidación de los posibles contaminantes mediante balsas de aireación) con tratamientos físico-químicos (TFQ). Existen tres tipos de TFQ en función de la localización de éste con respecto al tratamiento biológico.

- Origen difuso: el más difícil de combatir. Es el producido por las aguas de escorrentía debido a la propia geología del lugar, por el aporte de fertilizantes empleados en la agricultura, o incluso por el arrastre de nutrientes por el viento y la lluvia. Se suele combatir intentando disminuir la utilización de abonos fosfatados o nitrogenados, promoviendo la "agricultura biológica", o construyendo un "filtro verde"

alrededor del lago o embalse para retener la mayor parte de los arrastres de nutrientes por las aguas de escorrentía o los vientos y lluvias.

Como consecuencia de esto, los embalses que tienen menos problemas de eutrofización en España son aquellos con cuencas de alimentación que disponen de amplia riqueza forestal, veranos suaves y gran renovación de las aguas, como sucede con las del Norte, río Júcar y Segura.

Con respecto a la utilización masiva de abonos artificiales, según Emilio Valerio [131], la modificación de la agricultura española impuesta por la política agraria de la CEE, olvida que el medio físico español es diferente del común europeo debido al aumento de la erosión, paralelo en muchas regiones, primordialmente cerealistas, a los cultivos intensivos, de siembra anual, de surco profundo y utilización de fertilizantes. A su vez, la sustitución de los cultivos tradicionales de viña y olivar por otros más necesitados de fertilizantes ha dado como resultado los elevados aportes de nutrientes de fósforo y de nitrógeno que saturan los ríos españoles. Por otra parte, la sustitución del estiércol de ganado por los fertilizantes, convierten a estos residuos orgánicos en la mayor fuente de nutrientes de las aguas.

También se intenta disminuir el aporte de nutrientes a los lagos o embalses mediante la construcción de pre-embalses en la entrada de los aportes al sistema, generalmente en los ríos que

desembocan en lagos o embalses, o disminuyendo la carga de nutrientes de éstos mediante la implantación de EDAR en sus riberas.

A continuación se da un breve repaso a los diferentes medios de lucha anteriormente mencionados.

3.2. Tratamientos Físico-Químicos (TFQ).

Son tres los TFQ generalmente utilizados:

*** Pre-precipitación:**

Se denomina así porque el TFQ se realiza antes del tratamiento biológico. Esquemáticamente se compone de:

1. Pretratamiento.
2. Cámara de coagulación.
3. Cámara de floculación.
4. Decantación primaria.
5. Balsa de activación, tratamiento biológico.
6. Decantación secundaria.

Como coagulante, en general, se emplea Cl_3Fe . En las dos cámaras se utiliza agitación constante, con una velocidad de 200 rpm y un tiempo de residencia de 3' en la cámara de coagulación, y una velocidad de 50-70 rpm y un tiempo de residencia de 15-20' en la cámara de floculación.

* Co-precipitación:

Se realiza en un pretratamiento convencional y una decantación primaria. Cuando el agua llega al tratamiento biológico se le añade el reactivo, una sal de hierro generalmente, en un punto anterior apropiado. De esta forma principalmente se busca eliminar el fósforo. Según algunos autores la tasa de bacterias que oxidan al amoníaco se ve incrementada si la sal es férrica, y si es ferrosa se produce el efecto contrario. Se produce igualmente una eliminación de espumas en el agua de salida. No se incrementan demasiado los fangos y además aumenta la densidad de éstos, de forma que en el agua de salida se obtiene una menor concentración de partículas sólidas en suspensión. Se le denomina también "método suizo".

* Post-precipitación:

Después de pasar por el tratamiento biológico, el agua sufre un proceso de coagulación y floculación, y posteriormente una decantación. A continuación puede pasar a una tercera línea de decantadores o filtros rápidos.

Con estos tratamientos se consigue una gran reducción del aporte en fósforo y por tanto, la disminución de las posibilidades de desarrollo de la eutrofización.

Los coagulantes habituales son:

- Sales de aluminio: $(\text{SO}_4)_3\text{Al}_2$, PAC (policloruros de aluminio).

- Sales de hierro: FeCl_3 , $(\text{SO}_4)_3\text{Fe}_2$, SO_4Fe .

- Sales mixtas de Al-Fe.

En general se emplea una de las sales anteriormente citadas junto con cal, para precipitar el fósforo inorgánico, ortofosfatos de los fertilizantes y polifosfatos de los detergentes que se añaden para reforzar la detergencia.

Para ayudar a la acción del coagulante se emplea un polielectrolito, en general poliacrilamida.

La reducción del nitrógeno es mucho más difícil debido a las formas en que se presenta. Por otra parte, en la mayor parte de los casos de eutrofización, se demuestra que es el fósforo quien predomina en estos procesos, y por lo tanto, la eliminación de nitrógeno no es un parámetro crítico.

3.3. Tratamientos de barrera.

Ya anteriormente nombrado como "filtro verde". Se basa en la reforestación de los terrenos existentes alrededor del lago o embalse, para evitar el aporte de nutrientes debido a las características geoquímicas de la cuenca y controlar el movimiento de los materiales desprendidos hacia el agua, es decir, la erosión de la cuenca. Existen modelos de simulación donde a partir de los datos de las cargas difusas potenciales (pérdidas por el transporte, masa forestal, etc) es posible evaluar el aporte total de sustancias nutritivas hacia la masa de agua. Uno de estos modelos es el propuesto por Cluis [135].

3.4. Otros tratamientos.

Existen además de los anteriormente mencionados, otros tratamientos que no se pueden clasificar dentro de los dos grandes grupos anteriores, tales como [127]:

- Aireación hipolimnética:

Dos de los indicadores de la existencia de eutrofización es la medida de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y química de oxígeno (DQO). El agotamiento del oxígeno disuelto en el agua es un dramático efecto de la eutrofización dando lugar a los conocidos procesos anaerobios tales como la producción de SH_2 , de iones sulfurosos, iones amoniacales y metano. Además la introducción de oxígeno en la interfase hipolimnión-sedimentos, da como respuesta la disminución de la redisolución del fósforo existente en los sedimentos, o que se halle precipitado por los tratamientos a los que se hubiese sometido el lago o embalse para la reducción de la carga de fósforo.

- Dragado del embalse o lago:

Simple eliminación de la vegetación acuática mediante arrastre. Se realiza en lagos poco profundos.

- Cuando las masas de agua son estacionales o son muy poco profundas en algunos meses, en verano predominantemente, una vez que se hayan tratado, por ejemplo, con algún producto químico las aguas para precipitar el fósforo, éste se puede retirar del fondo mediante excavación o mediante dragado. De esta forma se impide que el fósforo precipitado se redisuelva y vuelva a reproducirse el problema. En general buenas condiciones para la adsorción del

fosfato en los sedimentos son: baja temperatura, bajo pH y alta concentración de oxígeno.

- Canalización circular.

La canalización de las aguas usadas constituye un medio de evitar la acumulación de las sustancias nutritivas y se pueden eliminar prácticamente todas las fuentes de fósforo.

- Eliminación del fósforo en pre-embalses.

Son utilizados habitualmente en Alemania. Se basan en la eliminación de los excesos de los aportes de fósforo de las aguas que van a penetrar en los embalses o lagos principales. Se basa en el principio de decantación del fósforo por las algas. El proceso de eliminación puede acelerarse si existen en disolución sustancias que puedan acumular a los iones ortofosfato. Es indispensable que el pre-embalse presente un volumen y profundidad suficientes para mantener las condiciones aerobias. La tasa de eliminación de fósforo puede ser de hasta el 70% de media anual. Para aumentar el rendimiento se pueden colocar dos o tres en serie.

- Flujo hidráulico elevado.

Disminuyendo el tiempo de retención hidráulico, se puede mantener el contenido de biomasa en unos niveles aceptables.

- Evacuación por sifón de las aguas hipolimnéticas.

Elimina las aguas del hipolimnión ricas en elementos nutritivos, reduciendo el espesor de la capa tropolítica. Se limita a los lagos pequeños y profundos.

4. SEGUIMIENTO Y PREDICCIÓN.

Para el seguimiento de los diferentes parámetros que se utilizan para la evaluación de la eutrofización se han empleado diversas herramientas estadísticas y de simulación tal como se ha comentado en el apartado correspondiente a la gestión de las aguas. Entre los métodos estadísticos se encuentran las funciones de correlación cruzada [121], y los filtros de Kalman [129].

Respecto a los modelos teóricos de simulación, ya comentados en el apartado de gestión, existen varios modelos propuestos. Entre ellos se encuentran, a modo de ejemplo:

- Modelos hidráulicos de dilución simple.

Basados en un balance de masa del fósforo dinámico en función del tiempo.

- Modelo EAWAG.

Desarrollado por el Instituto Federal Suizo de Investigación y Control de la Contaminación en el medio acuático. Está basado en que en el epilimnión, hipolimnión y sedimentos, solo existen: ortofosfato disuelto, fósforo como tal y oxígeno. Se supone que existe una estratificación térmica y un intercambio de sustancias mediante difusión entre el epi-, meta-, e hipolimnión.

- Modelo de Glumsoe.

Modelo muy complejo con 17 variables de estado de las cuales 8 están relacionadas con la dinámica del fósforo. Tiene la ventaja de que presenta una detallada descripción de los procesos de intercambio de nutrientes en la interfase sedimentos-agua.

- Modelo SALMO.

Es un modelo que no necesita calibración para cada lago. Tiene la misma complejidad que el modelo anterior, pero con dos grupos funcionales de fitoplancton. Está dividido en dos capas físicas: epilimnión e hipolimnión. También intenta describir los procesos de intercambio entre los sedimentos y el agua.

Todos estos modelos teóricos permiten la predicción de las diferentes concentraciones de nutrientes en las aguas del lago, sin embargo son de muy difícil interpretación y aplicación.

En España se ha desarrollado un modelo teórico para la gestión del agua del embalse de Sau (Barcelona) en el que intervienen alrededor de 50 parámetros [8].

5. EL PROYECTO DE LA OCDE.

5.1. Introducción.

La Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OCDE), realizó un estudio para poder relacionar cuantitativamente los nutrientes existentes y la calidad del agua de embalses y lagos con respecto a la eutrofización. El estudio se realizó durante 5 años en 200 embalses y lagos de 22 países de Estados Unidos, Europa del Oeste (España incluida) y Australia, repartidos en 4 proyectos de investigación: Proyecto Alpino, Nórdico, Norte-Americano y Proyecto de los embalses y lagos poco profundos. Los lagos y embalses fueron escogidos

teniendo en cuenta sus condiciones de implantación, aportes de nutrientes y características tanto morfológicas como hidrogeológicas.

Las perspectivas de investigación se basaron en los siguientes puntos:

- Normalización de los métodos existentes.
- Relación entre las materias fertilizantes y el nivel trófico.
- Interacciones bióticas.
- Efectos de la eutrofización.
- Tecnologías de tratamiento para corregir la eutrofización.
- Gestión de las aguas.

5.2. Datos empleados en el proyecto de la OCDE.

Se clasificaron en varios grupos:

* Datos esenciales para la gestión de la calidad de las aguas:

A. Geográficos.

1. Latitud y longitud del baricentro de la masa de agua.
2. Altitud de las aguas por encima del nivel del mar.
3. Superficie de la cuenca de alimentación, y de las aguas superficiales que comprende.

4. Datos climáticos generales.
5. Principales características geológicas.
6. Vegetación.
7. Población.
8. Utilización de los suelos: industrial, urbano, agrícola, etc.
9. Utilización de las aguas y afluentes.

B. Datos morfométricos e hidrológicos.

1. Superficie de la masa de agua: longitud, anchura (media y máxima).
2. Volumen de agua y datos relativos a sus fluctuaciones.
3. Profundidad máxima y media.
4. Emplazamiento de los puntos de profundidad excepcional y proporción de las aguas profundas respecto a todas las demás.
5. Volumen del epilimnión e hipolimnión.
6. Duración del periodo de la estratificación térmica.
7. Naturaleza de los sedimentos lacustres.
8. Variaciones estacionales de las precipitaciones mensuales y condiciones extremas correspondientes relativas a la cuenca.
9. Tiempo de retención hidráulico de las aguas.
10. Datos referidos a las aguas de alimentación del lago embalse y de salida de éste, también relativo a las aguas subterráneas.

C. Datos ecológicos.

1. Zooplancton.
2. Fauna del fondo.
3. Especies de peces.
4. Bacterias.
5. Flora del fondo.
6. Macrofitas.
7. Ensayos biológicos efectuados en las algas.

D. Variables limnológicas (elementos a medir).

- Datos físicos.

Fundamentales: temperatura, conductividad eléctrica, penetración de la luz y coloración, radiación solar.

- Datos químicos.

Fundamentales: pH, O₂ disuelto, P, N₂, SiO₂, alcalinidad y acidez, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Na⁺, K⁺, SO₄⁻⁻, Cl⁻ y Fe total.

Útiles: otros microelementos como el manganeso, y el molibdeno, y otros micropolucionantes como los pesticidas, H₂S y CH₄.

- Datos biológicos.

Fundamentales: fitoplancton (cantidad en clorofila-a), producción de oxígeno (primario) y carbono orgánico.

Útiles: identificación hasta el nivel del género y cálculo del fitoplancton y zooplancton.

Se entiende por datos fundamentales aquellos que se

consideran indispensables para obtener un buen conocimiento de las condiciones tróficas y permitir estudios comparativos entre masas de agua. Los datos útiles son aquellos que pueden obtenerse en los laboratorios más importantes y complementan a los datos fundamentales.

E. Diferentes medidas propuestas agrupadas según diferentes categorías de las medidas.

- Fuerte variabilidad a corto plazo.

1. Biomasa del fitoplancton.
2. Principales grupos de algas y grupos predominantes.
3. Clorofila-a y otros fotopigmentos.
4. Carbono y nitrógeno orgánico.
5. Producción primaria diaria.
6. Transparencia del disco de Secchi.

- Variabilidad media.

1. Formas permanentes de fitoplancton.
2. Fauna permanente del fondo.
3. Diferencias de concentración de fósforo, nitrógeno y silicio epilimnéticos entre el verano y el invierno.
4. Oxígeno hipolimnético, H_2S , CH_4 , etc.
5. Producción primaria anual.

- Datos concernientes a los elementos activos.

1. Aportes nutritivos medidos (nitrógeno y fósforo).
2. Concentración de fósforo (concentración total y concentración activa en disolución)
3. Concentraciones en nitrógeno Kjeldahl.
4. Silicio activo.
5. Otros microelementos.

- Datos descriptivos comunes.

1. Temperatura.
2. Conductividad, pH, alcalinidad, principales iones.
3. Propiedades ópticas del agua.
4. Otros: color, turbidez mineral, etc.

Con todos estos datos se estudiaron una serie de modelos estadísticos y mixtos, ya comentados en el apartado "Métodos de Gestión". Los tres principales fueron:

- Relación entre la carga externa de fósforo y la concentración total de fósforo en las aguas del lago o embalse.

- Relación entre la profundidad dada por el disco de Secchi y la concentración de clorofila-a en las aguas del lago o embalse.

- Relación entre la concentración de fósforo medio o total en las aguas del lago con la concentración de clorofila. La clorofila-a se utiliza como parámetro indicador de la respuesta

trófica.

5.3. Terminología trófica.

La clasificación del estado trófico del agua en las categorías generalmente aceptadas (ultra-oligotrofia, oligotrofia, mesotrofia, eutrofia e hipereutrofia) está realizada desde la limnología clásica exclusivamente cualitativa. El propio origen de esta clasificación puede dar lugar a errores si las decisiones las toman personas poco expertas. De esta forma a partir de los datos obtenidos en el proyecto de la OCDE se realizaron dos tipos de clasificaciones denominadas: con valores determinados y sin valores determinados. La diferencia consiste en que el primer caso fija intervalos de pertenencia para cada variable o conjunto de variables, mientras que en el segundo (valores indeterminados) se trabaja con las curvas de frecuencia lo que permite asignar probabilidades de pertenencia a cada grupo.

Tabla 1. Con valores (concentraciones) determinados*.

Categoría trófica	[P] _{md}	[chl] _{md}	[chl] _{max}	[Sec] _{md}	[Sec] _{max}
Ultra-oligotrofia	<=4.0	<=1.0	<=2.5	=>2.0	=>6.0
Oligotrofia	<=10.0	<=2.5	<=8.0	=>6.0	=>3.0
Mesotrofia	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrofia	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
Hiper-eutrofia	=>100	=>25	=>75	<=1.5	<=0.7

* Fósforo (P) y clorofila-a (chl) en mg m³, profundidad del disco de Secchi (Sec) en m. max: máximo, md: media, min: mínimo.

Tabla 2. Sin valores determinados:

Variables	Oligotrofia	Mesotrofia	Eutrofia	Hiper-E*
[P] _{med}	8.0	26.7	84.4	---
[N] _{med}	661	753	1857	---
[chl] _{med}	1.7	4.7	14.3	---
[chl] _{max}	4.2	16.1	42.6	---
[Sec] _{med}	9.9	4.2	2.45	---

*Hiper-eutrofia: valores no encontrados en el informe de la OCDE

Los valores que aparecen en la tabla 2, son valores medios. Los intervalos de estas medias vienen dados por una y dos veces las desviaciones típicas correspondientes.

La ventaja de un sistema de clasificación con valores límites es que puede ser manejado por personas sin conocimientos especializados. El riesgo es que presenta una cierta arbitrariedad en los valores que se han propuesto como límites.

Un sistema sin valores límite determinados es una clasificación probabilística del estado trófico de una masa de agua. Se considera que se comete un error grave de clasificación si al menos dos de los parámetros que definen el estado trófico de una masa de agua difieren en más de dos desviaciones típicas de las medias de los dos parámetros correspondientes.

En las figuras siguientes se muestra la clasificación probabilística del estado trófico de las aguas, en función de diferentes parámetros. Esto quiere decir que para un determinado valor de un parámetro existen diversas probabilidades de asignación a cada estado trófico.

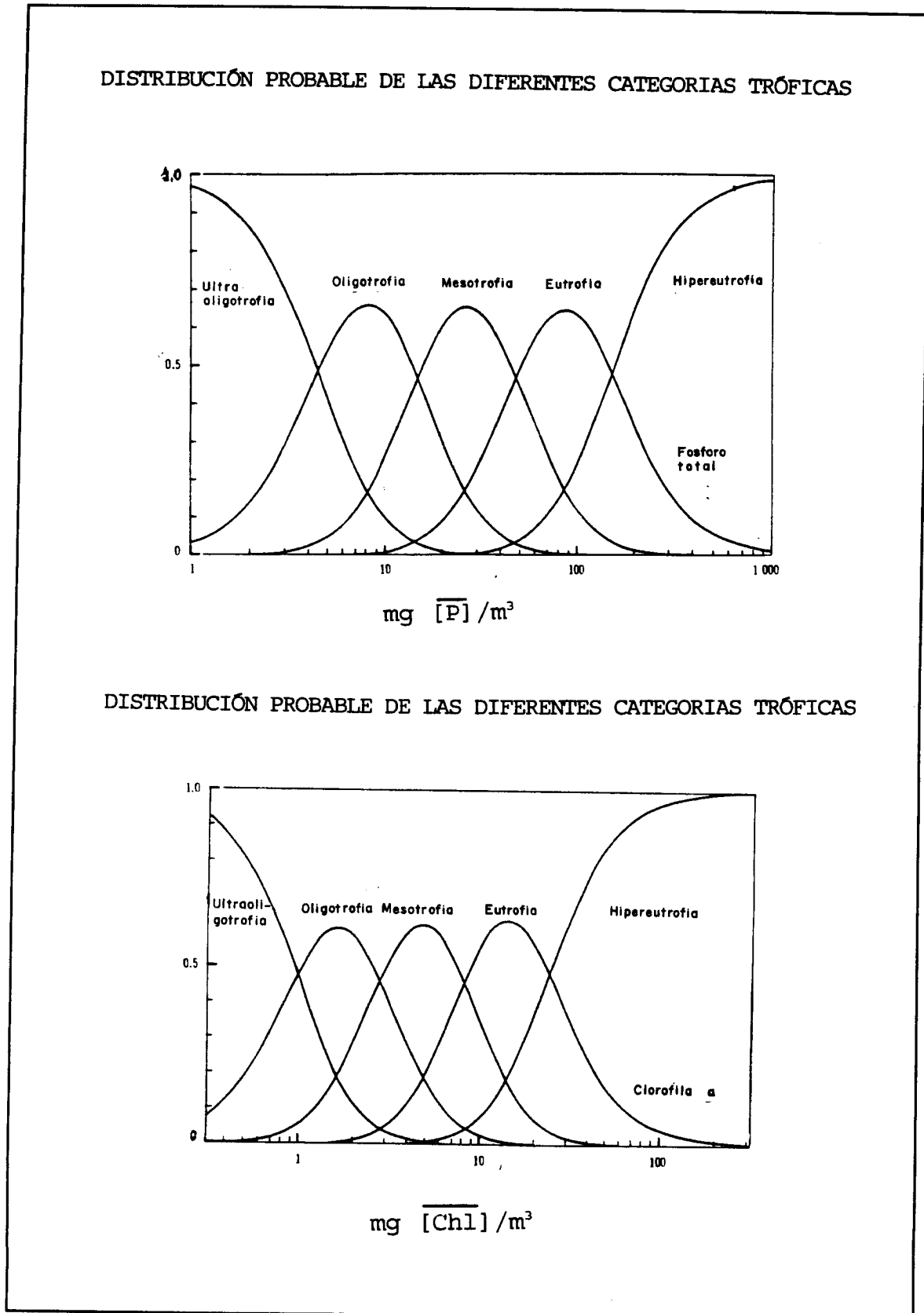
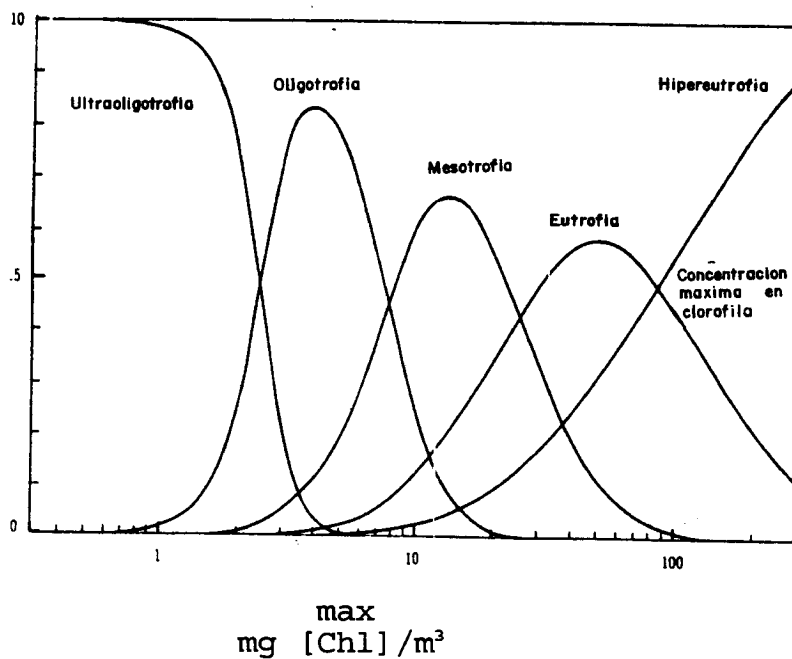


Figura 10a. Probabilidades de asignación. (De Informe OCDE).

DISTRIBUCIÓN PROBABLE DE LAS DIFERENTES CATEGORÍAS TRÓFICAS



DISTRIBUCIÓN PROBABLE DE LAS DIFERENTES CATEGORÍAS TRÓFICAS

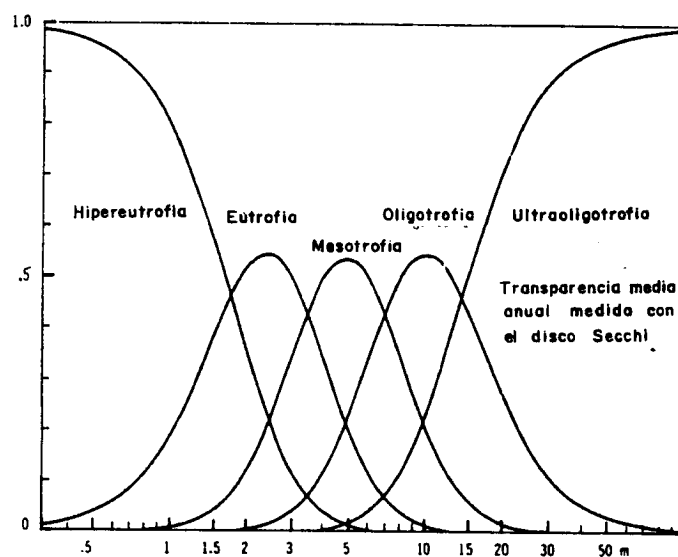


Figura 10b. Probabilidades de asignación. (De Informe OCDE).

5.4. Modelos principales generados por el estudio de la OCDE.

5.4.1. Relación entre la concentración de fósforo y los aportes externos.

En este modelo se asume que la retención del fósforo es igual a la sedimentación neta. La sedimentación neta es la diferencia existente entre la sedimentación del fósforo como tal y la posterior redisolución de parte de este fósforo de los sedimentos, en las aguas del lago y del embalse.

Se constató la existencia de relaciones entre las concentraciones de fósforo y nitrógeno de los aportes y las concentraciones de los mismos elementos en disolución en las aguas de los embalses o lagos. Se desarrollaron dos tipos de relaciones: con corrección del tiempo hidráulico de residencia y sin éste. Los mejores resultados se obtuvieron con el primero que son los que se van a mostrar.

En el cálculo de estas expresiones no se han tenido en cuenta los lagos y embalses con fuerte carga interna, baja retención del fósforo por parte de los sedimentos, ni aquellos poco representativos.

La expresión que la OCDE obtiene es:

$$L = 10 * (Z_{med} / T_w) * (1 + T_w^{0.5})$$

Siendo:

$L =$ aporte en mg m^{-2} .

$Z_{\text{med}} =$ profundidad media.

$T_w =$ tiempo teórico de residencia en años.

5.4.2. Concentración de fósforo frente a concentración de clorofila-a.

Es posible realizar este tipo de modelo debido a las variaciones existentes en el contenido de clorofila y fósforo en el fitoplacton. El contenido de clorofila depende del estado de los nutrientes, de la luz y de la temperatura.

A parte del modelo de la OCDE, existen otros que relacionan estas dos variables de diferentes formas, estos pueden encontrarse en la bibliografía que se adjunta.

El estudio de la OCDE consigue los siguientes modelos potenciales:

$$[\text{chl-a}]_{\text{med}} = 0.28 (\text{TP})^{0.96} \quad r = 0.88$$

$$[\text{chl-a}]_{\text{min}} = 0.64 (\text{TP})^{1.05} \quad r = 0.90$$

Generalmente se suelen expresar de forma logarítmica dando lugar a una línea recta.

El estudio del fitoplacton se realizó generalmente en verano, empleándose valores medios de clorofila.

Con este modelo se puede aplicar *a priori* a todos los lagos y embalses que tengan una relación N-mineral/P-ortofosfato mayor que 10. Es en estos casos cuando el desarrollo de la biomasa del fitoplancton está controlada por la concentración de ortofosfato. En caso contrario, esta producción estará limitada por el nitrógeno mineral o por la luz, y el modelo desarrollado no se cumple.

Sobre la precisión de las medidas experimentales, que exista una varianza relativamente pequeña en el gráfico bilogarítmico, no necesariamente quiere decir que exista una buena precisión en una escala lineal, al contrario, la varianza de las medidas será mayor. Los diferentes aportes de varianza en las medidas vienen dados por factores bióticos tales como diferencias de composición de las especies entre lagos, factores de limitación de nutrientes, cambios estructurales en la comunidad del fitoplacton debidos a cambios en los aportes de nutrientes.

Por otra parte, se pueden obtener diferentes líneas de regresión, si existen diferencias en la relación entre el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT). Estas diferencias pueden venir dadas por variaciones estacionales.

5.4.3. Transparencia del disco de Secchi y concentración de las aguas en clorofila o fósforo.

- En clorofila:

Con todos los datos disponibles del estudio se pudo establecer una relación entre la transparencia media anual del disco de Secchi y la concentración de clorofila.

$$[\text{Sec}]^A = 9.33 [\text{chl-a}]^{-0.51} \quad r = 0.75$$

Despejando [chl-a], se puede obtener una estimación de la concentración media de clorofila, siempre y cuando los lagos no presenten una excesiva turbidez mineral o coloración excesiva.

Para los diferentes proyectos en particular, se obtienen diferentes expresiones.

- En fósforo total:

También es posible ligar la transparencia del disco de Secchi con la concentración de fósforo total en las aguas del lago, según la siguiente expresión:

$$[\text{Sec}]^A = 9.77 [\text{P}]^{-0.28} \quad r = - 0.47$$

Tiene poca utilidad, principalmente desde el punto de vista estadístico, debido al bajo coeficiente de correlación.

Sin embargo, la relación calculada entre la transparencia

del disco de Secchi y la concentración en fósforo total puede servir de criterio de identificación de los casos donde la relación de dependencia entre concentraciones de fósforo y de clorofila difieren de los del grupo de estudio de la OCDE.

5.5. Fuentes de variabilidad en los resultados.

En general la dispersión presentada en los modelos se deben, según el informe de la OCDE, a:

- Incertidumbres analíticas: debidas a los diferentes laboratorios y diferentes técnicas analíticas utilizadas, por ejemplo los dos métodos utilizados para la determinación de N_2 total han sido el método Kjeldahl y el de Koroleff.

- En el cálculo de las materias nutritivas a partir de los aportes: se asume que el lago se comporta como un reactor homogéneo, y según esto la concentración de fósforo total tanto en las aguas del lago como en las aguas de entrada y salida es la misma. Otra forma de entenderlo es que un lago es un sistema ecológico que funciona en régimen estacionario.

- En la variabilidad de un año a otro: a veces se ha podido conseguir establecer que las condiciones meteorológicas dan lugar a fuertes variaciones. El régimen de vientos y lluvias puede influir en la concentración de las sustancias nutritivas en el lago y en el aporte de estas mismas sustancias.

- Variabilidad debida al cálculo de la biomasa:

Como no es posible definir el significado preciso de biomasa, se escogió por comodidad la concentración total de

clorofila-a. La principal fuente de variabilidad viene dada porque la clorofila-a varía en función de la estación del año y de un lago a otro, las especies de algas y por lo tanto, la cantidad en clorofila de éstas.

Además en los cálculos se toman las medias anuales, y principalmente los muestreos se han realizado en la época de florecimiento de las algas.

- Relaciones trofo-dinámicas de interdependencia.

Este punto no fue objeto del estudio de la OCDE.

- Medida de la productividad primaria: no fue posible establecer una metodología única para el cálculo del oxígeno hipolimnético disuelto.

- No se tuvieron en cuenta las características morfométricas de los lagos y embalses.

- Errores en el muestreo: por ejemplo, si se muestrea cerca de un emisario de aguas residuales, los resultados serán totalmente diferentes que si se hace en otro punto de la masa de agua.

Parte III.

1. INTRODUCCION.

En toda la legislación buscada no se han encontrado referencias con respecto a medidas de control, en previsión de brotes eutróficos, solamente en el anexo al Título IV del "Reglamento Público Hidráulico" referido a las concentraciones máximas admisibles de fósforo y nitrógeno total en los embalses y lagos.

Sin embargo, se han encontrado referencias suficientes, sobre todo en la Ley 29/1985 del 2 de Agosto, de Aguas, que se pueden aplicar si se demuestra que la posible eutrofización de las balsas industriales puede dar lugar a contaminación de los acuíferos subterráneos. Así es, porque existen medidas, tal como la Ley de Aguas o el Reglamento del Dominio Público Hidráulico ya comentados, para proteger los acuíferos subterráneos de la contaminación.

Igualmente sucede con la legislación de la CEE. Las directivas del Consejo de la Comunidad se refieren principalmente a la contaminación producida por vertidos de sustancias peligrosas, aunque existe también una directiva específica referida a la contaminación de las aguas subterráneas.

En los puntos siguientes se comentan las dos legislaciones, Nacional y CEE.

2. LEGISLACION NACIONAL.

2.1. Ley de Aguas.

Título Preliminar.

Simplemente define cuales son los objetos de la ley y que se entiende por "Dominio Público Hidráulico", estableciéndose que las aguas subterráneas forman parte de tal dominio.

Art. 1.

"1. Es objeto de esta Ley, la regulación del dominio público hidráulico, del uso del agua y del ejercicio de las competencias atribuidas al Estado en las materias relacionadas con el dicho dominio ..."

"2. ..., así como las subterráneas renovables, ... forman parte del dominio público estatal como dominio público hidráulico."

Título Primero.

Define que aguas integran el dominio público hidráulico del estado.

Art. 2.

"Constituyen el dominio público hidráulico del Estado, ..."

"a) Las aguas continentales, tanto las superficiales como las subterráneas renovables con independencia del tiempo de renovación."

"d) Los acuíferos subterráneos, a los efectos de los actos de disposición o de afección de los recursos hidráulicos."

Título Tercero.

Trata de la protección del dominio público hidráulico y de la calidad de las aguas continentales.

Art. 40.

"i) Las directrices para recarga y protección de acuíferos".

Título Quinto.

De la protección del dominio público hidráulico contra su deterioro.

Art. 84.

"Son objetivos de la protección del dominio público hidráulico contra su deterioro:

a) Conseguir un adecuado nivel de calidad de las aguas.

b) Impedir la acumulación de compuestos tóxicos o peligrosos en el subsuelo, capaces de contaminar las aguas subterráneas.

c) Evitar cualquier otra actuación que pueda ser causa de su degradación"

El apartado c) está directamente relacionado con el objeto de este trabajo, siempre y cuando se demuestre que la eutrofización de las aguas de una balsa industrial, por infiltración natural pueda dar lugar a contaminación de las aguas subterráneas.

Art. 85.

" Se entiende por contaminación a los efectos de esta Ley, la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica."

Título III.

Art. 89.

"Queda prohibido con carácter general y sin perjuicio de lo dispuesto en el artículo 91:

Efectuar vertidos directos o indirectos que contaminen las aguas."

Los artículos 85 y 89 tienen una completa relación con el actual trabajo, siempre y cuando se demuestre una posible relación entre la eutrofización de las aguas de una balsa industrial y la degradación de la calidad de las aguas subterráneas debido a la infiltración de las anteriores.

Capítulo II.

De los vertidos.

Art. 92.

"Toda actividad susceptible de provocar la contaminación o degradación del dominio público hidráulico y, en particular, el vertido de aguas y de productos residuales susceptibles de contaminar las aguas continentales requiere autorización administrativa.

..., cualquiera que sea la naturaleza de éstos (de los vertidos), así como los que se lleven a cabo en el subsuelo o sobre el terreno, **balsas o excavaciones , mediante evacuación, inyección o depósito.**"

Art. 94.

"Cuando el vertido pueda dar lugar a la **infiltración** o almacenamiento de sustancias susceptibles de contaminar los acuíferos o las aguas subterráneas, solo podrá autorizarse si el estudio hidrogeológico previo demostrase su inocuidad".

En los artículos 92 y 94, se hace referencia explícita a los vertidos realizados sobre balsas.

2.2. Real Decreto 849/1986, 11 de Abril.

Se desarrollan los títulos Preliminares, I, IV, V, VI, y VII de la Ley 29/1985, de 2 de Agosto, de Aguas.

Sección tercera: Sustancias Contaminantes.

Art. 256.

Mismo que Art. 94 de la Ley de Aguas.

Art. 257.

"1. En ningún caso podrán autorizarse vertidos que afecten a los acuíferos que contengan sustancias de las figuradas en la relación I del anexo a éste título.

2. Respecto a las sustancias de la relación II, la autorización limitará su introducción en los acuíferos de forma que no se produzca su contaminación."

Anexo al título III.

Relación I de sustancias contaminantes.

"2. Compuestos organofosfóricos."

Relación II de sustancias contaminantes.

"e) Compuestos inorgánicos de fósforo y fósforo elemental".

En las "Tablas de los parámetros característicos que se deben considerar como mínimo, en la estima del tratamiento del vertido" se encuentran, las únicas referencias a prevención de la eutrofización, como tal. En las cantidades referidas al fósforo total, si el vertido no se produce en lagos o embalses, la concentración máxima permisible no debe pasar de 20 ó 10 mg/l según el tipo de actividad que aparece en la tabla "Clasificación de Actividades". Ahora bien, si tal y como se ha comentado anteriormente el vertido se realiza sobre lagos o embalses, el límite se reduce a 0.5 mg/l en previsión de brotes eutróficos.

Existe también referencia al nitrógeno total, y en lagos o embalses el nitrógeno total no debe superar 10 mg/l expresado en nitrógeno.

3. LEGISLACION DE LA CEE.

3.1. Directiva 75/442/CEE.

Directiva del Consejo de 15 de Julio de 1975 relativa a los residuos (75/442/CEE).

Esta directiva no influye en el desarrollo de este proyecto, ya que está destinado a estudiar los procesos de eutrofización en aguas de origen industrial, y en el Artículo 2 de la directiva, punto 2 se dice que:

"2. Se excluirán del campo de aplicación de la presente Directiva:

b) los residuos resultantes de la prospección, de la extracción, del tratamiento o del almacenamiento de recursos minerales, así como de la explotación de canteras;"

3.2. Directiva 76/464/CEE.

Directiva del Consejo de 4 de Mayo de 1976 relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad (76/464/CEE).

Esta Directiva es la primera en que se hace mención a la contaminación de las aguas subterráneas, esperando a que se produzca una Directiva específica que haga mención a éstas. De

esta forma se dice en el preámbulo:

"Considerando que es necesario aplicar la presente Directiva a los vertidos efectuados en las aguas subterráneas, ... en espera de que se adopte una reglamentación comunitaria específica en la materia;"

Y en el Artículo 1 se expresa directamente:

"1. Sin perjuicio de lo dispuesto en el artículo 8, la presente Directiva se aplicará:

.....

- a las aguas subterráneas."

Se incluye en esta Directiva dos listas de sustancias peligrosas:

Lista 1.

"... sustancias individuales escogidas principalmente por su toxicidad, persistencia y bioacumulación, con excepción de las biológicamente inofensivas o que se transforman rápidamente en sustancias biológicamente inofensivas, ..."

Lista 2.

" ... sustancias que tengan un efecto perjudicial sobre el medio acuático que sin embargo pueda limitarse a una determinada

zona según las características de las aguas receptoras y su localización; ..."

En la Lista 1 no aparece ninguna sustancia que pueda dar lugar a eutrofización de las aguas. Todo lo contrario ocurre en la Lista 2 donde aparecen los compuestos inorgánicos de fósforo.

También se hace mención a sustancias nitrogenadas, amoníaco y nitritos, aunque no se comenta para nada su influencia en la eutrofización. Tampoco en el caso del fósforo se comenta nada.

3.3. Directiva 80/68/CEE.

Directiva del Consejo de 17 Diciembre de 1979 relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas. (80/68/CEE)

Esta directiva es la primera que específicamente tiene como objetivo la protección de las aguas subterráneas. Relacionado con este trabajo se considera necesario mencionar las siguientes referencias:

Preámbulo.

" ... los vertidos directos de sustancias peligrosas en las aguas subterráneas y, por otra, las acciones que puedan tener como resultado un vertido indirecto de dichas sustancias; ..."

Artículo 1.

".....

<< vertido indirecto >>, la introducción en las aguas subterráneas de sustancias de las listas I o II, **filtrándolas a través del suelo o del subsuelo;**"

Esta referencia está directamente ligada al proyecto siempre y cuando se logre demostrar que la posible eutrofización de las balsas industriales pueda dar lugar, por infiltración natural, a contaminación de los acuíferos subterráneos.

En la Lista 1 de sustancias peligrosas no aparece ninguna que pueda referirse a la eutrofización.

En la Lista 2, aparece en el punto 3 una referencia directa al objeto de este proyecto:

"3. Sustancias que tengan un efecto perjudicial en el sabor y/o olor de las aguas subterráneas, así como los compuestos que puedan originar dichas sustancias en las aguas, volviéndolas no aptas para el consumo humano."

Este punto directamente se refiere a todas aquellas sustancias que originadas en el proceso de eutrofización, por infiltración puedan lugar a contaminación de los acuíferos subterráneos.

En el punto 5 de la Lista 2 aparecen los compuestos inorgánicos de fósforo, y en el 7 el amoníaco y los nitritos. Se sigue sin hacer mención explícita a los posibles brotes eutróficos.

4. CONCLUSION

Como se ha podido observar, no existe ninguna referencia sobre las medidas a tomar en el caso de que la posible eutrofización de las aguas superficiales pueda contaminar las aguas subterráneas. Esto ocurre tanto en la legislación española como en la de la CEE. Ahora bien, lo que existe son referencias para la prevención de la eutrofización en las aguas superficiales, y medidas de protección para las aguas subterráneas contra la infiltración de posibles contaminantes.

Este proyecto se ocupa de los dos aspectos citados: la eutrofización y la protección de las aguas subterráneas, por lo tanto, entra totalmente dentro de la jurisdicción de las leyes españolas y de las directivas de la CEE.