

# **UNIDAD 2: CALIDAD DE AGUA EN EMBALSES**

## Resumen Curricular



Moacyr - Profesor del Curso de Ingeniería de Pesca de la Universidad Federal de Recôncavo da Bahia. Graduado en Biología en la Pontificia Universidad Católica de Paraná, realizó maestría y doctorado en Ecología de Ambientes Acuáticos Continentales en la Universidad Estadual de Maringá. Posee experiencia en las áreas de Limnología, Gestión Ambiental y Acuicultura, actuando en los siguientes temas: Ecología de Ambientes Acuáticos Continentales y Marinos y

Producción de Organismos Acuáticos con énfasis en Maricultura.

## Resumen

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>06</b>
<b>LISTA DE CUADROS.....</b>	<b>07</b>
<b>1 DEFINICIÓN DE CALIDAD DE AGUA EN EMBALSES.....</b>	<b>09</b>
<b>2 ECOLOGÍA DE EMBALSES.....</b>	<b>13</b>
2.1 Diferenciación de los ecosistemas acuáticos (sistemas lóticos, lénticos e intermedios).....	13
2.1.1 Sistemas lóticos.....	13
2.1.1.1 Sistemas lénticos.....	17
2.1.1.1.1 Sistemas intermedios.....	19
2.2 Compartimientos / Zoneamiento.....	21
2.3 Estructura y Procesos.....	25
2.4 Estacionalidad.....	26
2.5 Características morfométricas.....	28
2.6 Embalses en cascada.....	30
2.7 Aspectos sociales.....	32
<b>3 ESTRATIFICACIÓN TÉRMICA, QUÍMICA E HIDRÁULICA.....</b>	<b>35</b>
3.1 Definición.....	35
3.2 Perfiles y nomenclaturas.....	36
3.3 Correlación con la calidad del agua.....	39
<b>4 VARIABLES FÍSICAS, QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS PARA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA.....</b>	<b>41</b>
4.1 Variables físicas.....	41
4.1.1 Temperatura del agua.....	41
4.1.2 Transparencia del agua (Cálculo de la zona eufótica y afótica).....	42
4.1.3 La viscosidad del agua.....	45
4.1.3.1 Densidad del agua.....	45
4.1.3.2 Tiempo de residencia.....	46
4.1.4 Procesos Físicos en Lagos, Embalses y Ríos.....	47
4.2 Variables químicas.....	47
4.2.1 Oxígeno disuelto.....	49

4.2.2 pH.....	53
4.2.3 Nutrientes.....	55
4.2.3.1 Nitrógeno.....	56
4.2.3.2 Fósforo.....	58
4.2.4 Salinidad.....	60
4.2.5 Turbidez.....	61
4.2.6 Sólidos.....	62
4.2.7 Color.....	64
4.2.8 Conductividad.....	65
4.2.9 DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno).....	66
4.2.10 DQO (Demanda Química de Oxígeno).....	68
4.2.11 COT (Carbono Orgánico Total).....	69
4.2.12 Dureza.....	70
4.2.13 Hierro y Manganeso.....	71
4.2.14 Cloruros.....	72
4.2.15 Elementos trazo.....	73
4.3 Variables Biológicas.....	75
4.3.1 Fitoplancton.....	76
4.3.2 Clorofila-a.....	80
4.3.3 Zooplancton.....	81
4.3.4 Macroinvertebrados bentónicos.....	84
4.3.5 Ictiofauna.....	86
4.3.6 Macrófitas acuáticas (tipos ecológicos y su importancia).....	89
4.3.7 <i>Escherichia coli</i> .....	95
<b>5 LEGISLACIÓN Y RESOLUCIONES CORRELACIONADAS.....</b>	<b>99</b>
5.1 Ley 9344/97 (principios y fundamentos generales).....	99
5.2 Resolución ANA N° 25/2012.....	100
5.3 Resoluciones del CONAMA.....	101
5.3.1 CONAMA 357/2005 – Clasificación y directrices para el encuadre.....	101
5.3.2 CONAMA 274/00 – Balneabilidad.....	101

5.3.3 CONAMA 430/11 – Condiciones y estándares de vertido de contaminantes.....	103
5.4 Resolución del Ministerio de Salud 518/04.....	104
5.5 Resolución conjunta ANA y ANEEL 03/2010.....	105
<b>6 CADENA TRÓFICA Y MANTENIMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA.....</b>	<b>106</b>
6.1 Productividad primaria.....	108
6.2 Productividad secundaria.....	111
6.3 Productividad pesquera.....	112
<b>7 CARACTERÍSTICAS CUALITATIVAS DE LOS SEDIMENTOS Y SUS INTERFACES CON LA CALIDAD DEL AGUA.....</b>	<b>116</b>
7.1 Nociones generales.....	116
<b>8 BALANCE DE MASA.....</b>	<b>119</b>
8.1 Nociones generales.....	119
<b>9 EUTROFIZACIÓN.....</b>	<b>122</b>
9.1 Definición.....	122
9.2 Causas de la Eutrofización Artificial.....	122
9.3 Consecuencias de la Eutrofización.....	123
9.4 Niveles de Estado Trófico.....	124
9.5 Variables que determinan los Índices de Estado Trófico.....	126
<b>REFERENCIA.....</b>	<b>127</b>
<b>GLOSARIO.....</b>	<b>136</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Perfil longitudinal de un río presentando sus componentes.

Figura 2 - Relación entre el tamaño y las alteraciones progresivas en la estructura y funcionamiento de los ríos.

Figura 3 – Diagrama esquemático de una red de drenaje, clasificando el orden de los ríos.

Figura 4 - Compartimientos de un ecosistema lacustre.

Figura 5 - Principales características de embalses como sistemas dinámicos.

Figura 6 - Zoneamiento en embalses evidenciando la zona fluvial, la zona intermedia y la zona lacustre.

Figura 7 - Esquema con los principales compartimientos y vectores de flujos y cambios entre los compartimientos de embalses.

Figura 8 - Esquema simplificado de una cadena trófica acuática, destacando la dirección del flujo de energía y las variables ambientales que actúan sobre la estructura y la dinámica del sistema.

Figura 9 - Morfometría típica de lagos (A) y represas (B).

Figura 10 - Embalses en cascada localizados en el medio río Iguazú (Estado de Paraná) y sus respectivos volúmenes ( $m^3$ ).

Figura 11 - Estratificación térmica de un lago.

Figura 12 - Estándar estacional de estratificación y circulación vertical del Lago D. Helvécio, Este de Brasil.

Figura 13 - Disco de Secchi para medir el límite de la zona eufótica.

Figura 14 - Relación entre la densidad y temperatura del agua. Observe que el valor máximo registrado para la densidad ocurre cerca de  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $3,94\text{ }^{\circ}\text{C}$ ).

Figura 15 - Distribución vertical del oxígeno y gas carbónico en el lago Curuçá, Estado de Pará.

Figura 16 - Curvas y perfiles verticales de oxígeno disuelto en lagos.

Figura 17 - Ciclo simplificado del Nitrógeno en ecosistemas acuáticos.

Figura 18 - Ciclo del Fósforo en los ecosistemas acuáticos.

Figura 19 - Distribución de los sólidos presentes en las aguas naturales.

Figura 20 - Ciclo del carbono generalizado y simplificado para un lago.

Figura 21 - Floración de cianobacterias en un embalse eutrofizado.

Figura 22 - Principales grupos zooplanctónicos de ecosistemas acuáticos continentales: a) protozoarios (Tecameba); b) rotíferos; c) cladóceros; y d) copépodos.

Figura 23 - Larvas de insectos frecuentes en la fauna bentónica: a) Orden Ephemeroptera; b) Orden Diptera; c) Orden Odonata; y d) Orden Plecoptera.

Figura 24 – Incidencia de las diferentes categorías tróficas en el ensamble dominante de los 77 embalses analizados.

Figura 25 – Géneros de la ictiofauna dominante de omnívoros en 77 embalses brasileños. a) *Pimelodus* sp.; b) *Astyanax* sp.; y c) *Geophagus* sp

Figura 26 – Variaciones espaciales y temporales en la diversidad específica y abundancia de peces en el embalse de Itaipu. Flu=fluvial; Tra=transición; Lac=lacustre.

Figura 27 – Grupos ecológicos de macrófitas acuáticas: a) emergentes (marginales); b) fluctuantes enraizadas; c) fluctuantes libres; y d) sumergidas.

Figura 28 – Tendencias hipotéticas de la estructura de los ensambles de macrófitas acuáticas observados inmediatamente después de la formación de un embalse.

Figura 29 - Esbozo de una cadena alimentaria de un ecosistema acuático.

Figura 30 - Producción (t) de pescado nacional de la pesca extractiva (marina y continental) de 1950 a 2010.

Figura 31 – Rendimiento y CPUE en la pesca de Itaipu entre 1987 y 1998.

### LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Elementos esenciales para la vida.

Cuadro 2. Efectos del pH sobre los organismos acuáticos.

Cuadro 3 - Sistema de clasificación de la salinidad de acuerdo con “The Venice System”.

Cuadro 4 - Clasificación de las algas comunes en ecosistemas acuáticos de acuerdo con su Clase.

Cuadro 5 – Factores asociados a la formación de un embalse y sus posibles efectos sobre las comunidades de macrófitas acuáticas.

Cuadro 6 – Gamas y cantidades necesarias para el monitoreo pluviométrico, limnimétrico, fluviométrico y sedimentométrico de acuerdo con la Resolución conjunta ANA y ANEEL 03/2010.

Cuadro 7 – Utilización de los recursos pesqueros en el período de 2004 a 2009.

Cuadro 8 - Valores del IET clasificados según clases de estado trófico.



## 1. DEFINICIÓN DE CALIDAD DE AGUA EN EMBALSES

En la literatura, se encuentran varias definiciones de “*Calidad del agua*”, y en todas se observan criterios abióticos (físico-químicos) y bióticos (biológicos) en relación a su utilización. Estos criterios de calidad del agua especifican concentraciones y/o límites de algunos parámetros que interfieren en la conservación del ecosistema acuático y protección de la salud humana.

Siendo así, se puede definir calidad del agua como un conjunto de características de naturaleza física, química y biológica que asegura determinado uso o conjunto de usos, debiendo estar dentro de ciertos límites o estándares previstos en la legislación vigente para que estos puedan ser viabilizados (DERISIO, 2007).

Algunos parámetros pueden presentar más de un criterio de control, dependiendo del uso y de las condiciones naturales del agua. Por ejemplo, el pH y el número más probable de coliformes en el agua serán distintos dependiendo del uso: para consumo humano, los valores deberán respetar la resolución N° 2.914/11 del Ministerio de Salud; si el curso de agua fuere utilizado para recreación de contacto primario, deberá respetar la resolución N° 274/2000 del Consejo Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) entre otras vigentes en el país. Ejemplos de esta naturaleza serán estudiados y detallados en el Capítulo 5 de esta Unidad, denominado “*Legislación y Resoluciones Correlacionadas*”.

En el ámbito de las cuencas hidrográficas de un estado o país, cuando se desea tener una visión de conjunto de la calidad de las aguas, se adopta un esquema de muestreo en varios puntos, formando una red de puntos de muestreo (DERISIO, 2007). Según este mismo autor, las actividades de monitoreo se dividen en dos grandes grupos: el de adquisición de datos, que abarca las actividades operacionales de la red de monitoreo y; el de la utilización de los datos, que engloba aspectos principalmente de información.

Informaciones sobre la calidad del agua en nuestro país aún son incipientes o inexistentes en muchas cuencas hidrográficas. La ausencia de redes estatales de monitoreo en algunas unidades de la federación y la heterogeneidad de las redes de monitoreo existentes en el país (número de parámetros analizados, frecuencia de recolección) dificultan la evaluación de la calidad de las aguas superficiales en un país de dimensiones continentales como Brasil.

El monitoreo y la evaluación de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas son factores primordiales para la adecuada gestión de los recursos hídricos, permitiendo la caracterización y el análisis de tendencias y proyecciones de escenarios en cuencas hidrográficas, siendo esenciales para garantizar la implementación de los diferentes instrumentos de gestión presentados en la ley, tales como: plan de cuenca, concesión, cobranza y encuadre de los cursos de agua (AGENCIA NACIONAL DE AGUAS, 2005; 2012a).

El uso de Índices de Calidad del Agua (ICA) surge de la necesidad de sintetizar la información sobre varios parámetros físico-químicos y biológicos, con miras a informar a la población y orientar las acciones de planeamiento y gestión de la calidad del agua. Estos índices facilitan la comunicación con el público lego, ya que permiten sintetizar varias informaciones en un número único. Por otro lado, en este proceso de síntesis se produce la pérdida de información sobre el comportamiento de los parámetros analizados. Por tanto, cualquier análisis más detallado debe considerar los parámetros individuales que determinan la calidad de las aguas. Los principales Índices de Calidad del Agua utilizados por las unidades de la federación serán estudiados en la Unidad 3.

Una de las principales preocupaciones en el establecimiento de índices de calidad del agua, sea únicamente en base biológica o por medio de métodos matemáticos, es tornar aplicables evaluaciones ecológicas para fines de rutina, también para personal no especializado en el área (SHÄFER, 1984). Los parámetros ecológicos son los que apuntan a la protección de la vida y de la reproducción de los

organismos acuáticos. En este caso, el agua es considerada no tan solo como vehículo o como sustancia que puede ser consumida, y sí como ambiente propicio para la vida. El hecho de que el ambiente acuático pueda ser habitado permanentemente por todo un complejo sistema interrelacionado e interdependiente de seres vivos (y no apenas por la residencia temporaria de formas independientes) yace, esencialmente, en el mantenimiento de un conjunto de propiedades físicas y químicas, de un estado dinámico caracterizado por circunstancias y especificidades íntimamente relacionadas con los ciclos de vida de los organismos acuáticos.

Es importante reconocer que no se trata de una composición definida y estable desde el punto de vista químico y físico. En realidad es un estado dinámico en que intervienen factores no sólo relacionados con los fenómenos estacionales, asociados a períodos de mayor o menor pluviosidad, temperatura, luminosidad, sedimentación y acceso de nutrientes, sino también a las necesidades fisiológicas de reproducción, migración, hibernación y otras, que tornan infinitamente compleja la comprensión de la mecánica de esas relaciones (PORTO et al., 1991).

La Política Nacional de Recursos Hídricos asimismo establece como uno de sus fundamentos que la gestión de los recursos hídricos debe siempre posibilitar el uso múltiple de las aguas. De esta forma, los usos del agua son condicionados por su calidad. Las aguas con mayor calidad permiten la existencia de usos más exigentes, mientras aguas con peor calidad permiten apenas los usos menos exigentes.

En la Resolución N° 357/2005 del CONAMA, encontramos la clasificación y directrices ambientales para el encuadre de los cuerpos de agua superficiales, así como condiciones y estándares para vertido de efluentes. Las aguas de clase especial deben mantener su condición natural, no siendo aceptado el vertido de efluentes, aunque sean tratados. Para las demás clases, son admitidos niveles crecientes de contaminación, siendo la clase 1 la de los menores niveles y las clases 4 (aguas dulces) y 3 (aguas salubres y salinas) aquellas con mayores niveles de contaminación.

Estos niveles determinan los usos que son posibles en el cuerpo de agua. Por ejemplo, en las aguas dulces de clase 4, los niveles de contaminación permiten solamente los usos menos exigentes de navegación y armonía paisajística. La manera como esta contaminación llega al cuerpo de agua puede ser de dos formas: puntual o difusa. La contaminación puntual es introducida por vertidos individualizados, como los desechos sanitarios o de efluentes industriales.

Estas cargas puntuales son fácilmente identificadas, siendo su control más eficiente y rápido. En la difusa, los contaminantes ingresan al cuerpo de agua a lo largo de su extensión, dirigidos por el drenaje pluvial, descargado de forma distribuida, y no concentrada, como en la contaminación puntual. En este caso, los principales contaminantes son aquellos de origen agrícola, como fertilizantes y pesticidas (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2005).

La naturaleza de los problemas de calidad del agua en embalses (ecosistemas intermedios) difiere substancialmente de los problemas equivalentes en los ríos, lagos y estuarios. Aunque en la mayor parte de las situaciones los elementos que vengan a contribuir para la existencia de los problemas puedan ser los mismos, la escala temporal-espacial de los fenómenos que ocurren en aquellos cuerpos de agua es bastante distinta de las escalas de ríos y estuarios. Como consecuencia, los procesos físicos, químicos y biológicos presentan características, intensidades e importancias también bastante diferenciadas (PORTO et al., 1991).

## 2. ECOLOGÍA DE EMBALSES

### 2.1 Diferenciación de los ecosistemas acuáticos (sistemas lóticos, lénticos e intermedios)

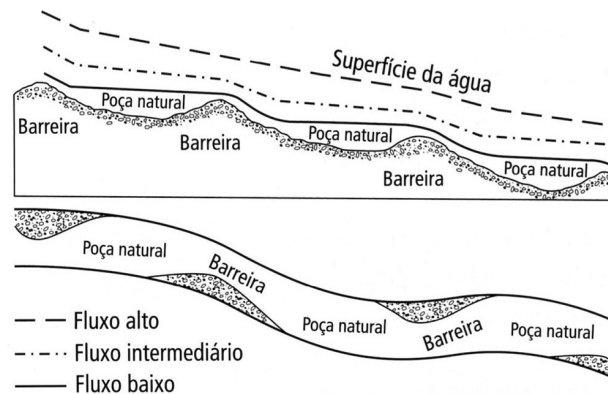
#### 2.1.1 Sistemas lóticos

Los ríos se caracterizan por el movimiento horizontal de sus aguas e interacción con su cuenca hidrográfica, donde se produce la contribución permanente de material alóctono, principalmente de origen orgánico (hojas, frutos, insectos acuáticos). Por otro lado, la producción de material autóctono en estos ecosistemas se encuentra asociada a la disponibilidad de luz y consecuentemente a la productividad primaria. La fauna de invertebrados es dominada por la comunidad bentónica y la de vertebrados por peces (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

La compleja interacción de la biota con el ambiente físico y químico en esos sistemas es bastante influenciada por la velocidad de la corriente, que abarca la dinámica de transporte de energía y ciclo de materiales.

La velocidad del agua en el canal de un río (expresada en  $m.s^{-1}$ ) varía de forma en la sección transversal. En la sección vertical, la corriente es mayor en la superficie y menor en las regiones más profundas, aunque existen excepciones. La relación entre la velocidad de la corriente, la profundidad, la estructura física y la distribución del sedimento determina características físicas importantes en cuanto a la estructura horizontal del sistema y en cuanto al transporte de material particulado y disuelto. El perfil longitudinal de los ríos y riachos comienza con un declive más acentuado y con sinuosidad aguas abajo. La velocidad de la corriente y la deposición de material varían de acuerdo con el trecho de cada río (Tundisi & Matsumura Tundisi, 2008).

Figura 1 – Perfil longitudinal de un río presentando sus componentes.



Fuente: Tundisi & Matsumura Tundisi (2008).

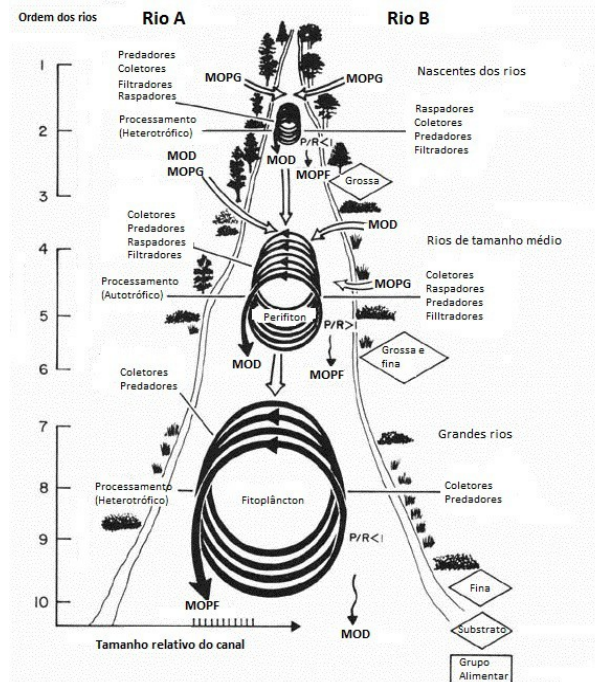
El modelo del río continuo propuesto por Vannote et al. (1980) prevé que la materia que entra al sistema en los trechos de cabecera que no es procesada en el lugar debe ser cargada río abajo y totalmente utilizada por las comunidades a lo largo del río, de forma que la dinámica del sistema como un todo permanezca en equilibrio. En consecuencia, es observado un cambio en la relación entre producción primaria (P) y respiración (R), caracterizando un cambio gradual de un sistema heterotrófico en un sistema autótrofo.

Otra relación presentada en este concepto es la de la disminución de la materia orgánica particulada gruesa (MOPG) y el aumento de la materia orgánica particulada fina (MOPF) en el sentido cabecera-confluencia, debido a los efectos de la fragmentación resultantes de procesos físicos y biológicos. En grandes ríos, el efecto de la cobertura vegetal es insignificante, aunque la entrada de luz y, por tanto, la producción primaria aún puede ser limitada por la turbidez y profundidad, generando una ligera caída en la relación P/R.

En las regiones de vega localizadas en las planicies fluviales, la integridad ecológica del sistema es dependiente de la conectividad entre los canales naturales de los ríos de vega por los pulsos de inundación (JUNK & WELCOMME, 1990). Las oscilaciones de los niveles hidrométricos y el flujo de agua proporcionan una

variedad de hábitats e interfieren directamente en la dinámica espacial y temporal de las comunidades acuáticas.

Figura 2 - Relación entre el tamaño y las alteraciones progresivas en la estructura y funcionamiento de los ríos.



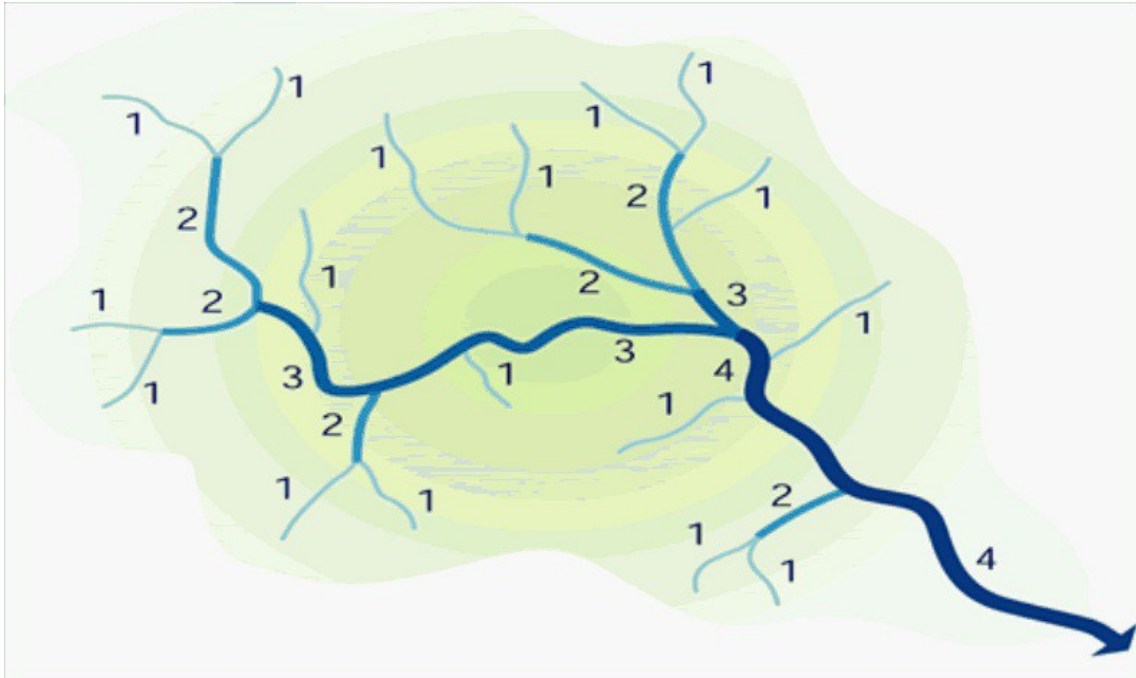
Fuente: modificado de Vannote et al. (1980).

Leyenda: MOPG = materia orgánica particulada gruesa; MOD = materia orgánica disuelta; MOPF = materia orgánica particulada fina; P = producción; R = respiración.

Ríos y riachos en las cuencas hidrográficas son clasificados de acuerdo con su orden. A cada nivel de curso de agua es atribuido un número de orden. Los ríos de primer orden son menores y están situados en las regiones de nacientes (no presentan tributarios aguas arriba). Dos ríos de primer orden se combinan para formar un río de segundo orden. El río de tercer orden resulta de la confluencia de dos ríos de segundo orden y así sucesivamente (STRAHLER & STRAHLER, 1994).



Figura 3 – Diagrama esquemático de una red de drenaje, clasificando el orden de los ríos.



Fuente: Strahler & Strahler (1994).

Una de las clasificaciones y zoneamientos de ríos largamente aplicada es la de Illies (1961, apud STRAHLER & STRAHLER, 1994), que tomó como base informaciones obtenidas en varios continentes. Las dos clasificaciones principales propuestas son:

- Rhithron – definida como zona de alta velocidad de corriente; volumen de pocos metros cúbicos; regiones donde la media anual de temperatura del agua no excede 20°C; substrato con rocas, piedras, cantos rodados y arena fina.
- Potamon – definida como zona de baja velocidad de corriente, predominantemente laminar; media anual de temperatura mayor de 20°C, o, en latitudes tropicales, temperatura de más de 25°C; substrato con sedimento orgánico; pequeños pozos y tanques naturales con baja concentración de oxígeno.

En las últimas décadas, el zoneamiento de ríos ha sufrido alteraciones como consecuencia de las actividades humanas, especialmente en relación a la deforestación, al uso del suelo y la erosión. La construcción de represas y la



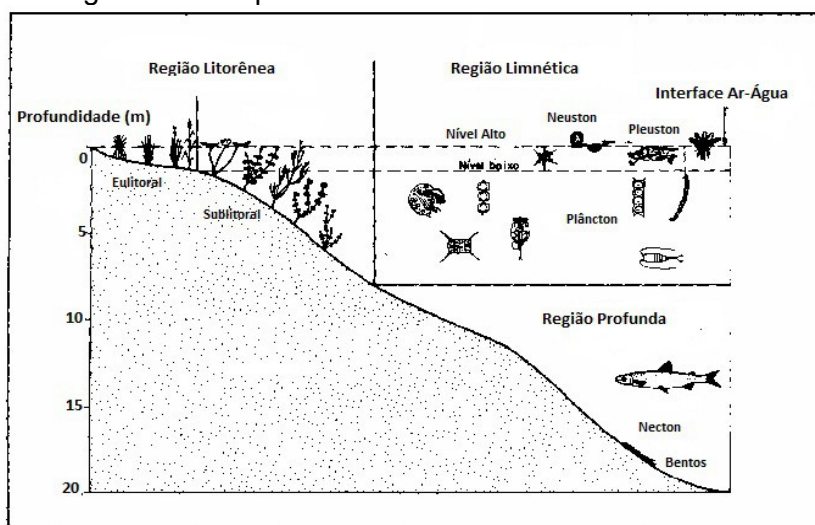
canalización alteran el zoneamiento de ríos modificando la composición de las biocenosis y la migración de especies, respectivamente. La introducción de especies exóticas, accidentalmente o con propuestas de piscicultura o aumento de la biomasa, también provoca cambios en las biocenosis y redes alimentarias.

## 2.1.1.1 Sistemas lénticos

Los sistemas lénticos no son elementos permanentes del paisaje de la tierra, dado que son fenómenos de corta durabilidad en la escala geológica, esto es, surgen y desaparecen con el transcurso del tiempo. La desaparición de un lago está ligada a varios fenómenos, tales como su propio metabolismo (acumulación de materia orgánica en el sedimento y deposición de sedimentos transportados por afluentes).

Los principales compartimientos de un lago son: (I) región litoránea; (II) región limnética o pelágica; (III) región profunda e; (IV) interfaces entre agua-aire y agua-sedimento. Son sistemas cerrados o parcialmente cerrados, presentando períodos intercalados de total estancamiento y circulación del agua, y poca variación del nivel con variación espacial principalmente vertical de las condiciones ambientales, como en el caso de lagos profundos (ESTEVEES, 2011).

Figura 4 - Compartimientos de un ecosistema lacustre.



Fuente: Esteves (1998).

Basándose en el área, la gran mayoría de los lagos son cuerpos de agua pequeños. Las dimensiones de los lagos son muy variables, desde algunos metros hasta varias centenas de kilómetros, como son los Grandes Lagos de América del Norte o los Grandes Lagos Africanos. Algunos son llamados mar por presentar grandes extensiones: Mar Caspio, Mar Muerto y Mar Aral.

La profundidad de los lagos también varía desde algunos centímetros hasta varias centenas de metros. El Lago Baikal, en Siberia, es el más profundo del mundo, con 1.680 metros. La cantidad de agua que un lago contiene depende también del clima regional (ESTEVEZ, 2011). En Brasil, los sistemas lacustres pueden ser agrupados en cinco grupos diferentes, presentados a continuación:

- Lagos Amazónicos de vega y de tierra firme;
- Lagos del Pantanal Matogrossense, como lagos de agua dulce que se conectan con los ríos durante el período de crecientes, y lagos de agua salubre, que permanecen aislados sin influencia del régimen de crecientes;
- Lagos y lagunas costeras que se extienden desde el Noreste hasta el Sur;
- Lagos formados a lo largo de ríos de mediano y gran porte, por represa natural de tributarios o por procesos de erosión y sedimentación de meandros;
- Lagos artificiales, como las represas y diques.

La clasificación de lagos está relacionada con su origen, que determina algunas de sus propiedades generales, tales como morfometría y composición química básica de las aguas. El Mar Caspio (localizado entre Rusia e Irán), por ejemplo, es el mayor lago del mundo, con 463.400 Km<sup>2</sup>, y se caracteriza por los altos tenores de sales disueltas. Dependiendo de las características y de los procesos de circulación y estratificación, los lagos también pueden ser clasificados de acuerdo con los estándares térmicos verticales y sus variaciones durante el año (ESTEVEZ, 2011; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Los procesos de producción biológica clasifican los lagos de acuerdo con el grado

de trofia: oligotróficos, mesotróficos, eutróficos, además de los distrófico, con alta concentración de material húmico disuelto. Los lagos pueden ser ordenados en función de su origen:

- Lagos tectónicos - aguas acumuladas en las deformaciones de la corteza terrestre;
- Lagos de origen volcánico - aguas que ocupan antiguos cráteres de volcanes extinguidos;
- Lagos residuales - que corresponden a antiguos mares (agua salada);
- Lagos de depresión - aguas acumuladas en depresiones del relieve;
- Lagos de origen mixto - resultante de la combinación de diversos factores capaces de represar cierta cantidad de agua.
- Lagos de origen glacial - resultantes del deshielo de los glaciares del último período glacial.

Los ecosistemas acuáticos lénticos han sido señalados como importantes “sistemas-modelo” en el estudio de los mecanismos responsables por los estándares de distribución de la diversidad. Por el hecho de que estos ambientes presentan una serie de peculiaridades, como, por ejemplo, fronteras bien definidas en el paisaje, mayor susceptibilidad a trastornos, mayor dinámica biogeoquímica, mayores tasas metabólicas y mayor fuerza de interacciones directas e indirectas entre las especies, ellos permiten aislar y entender más rápidamente y con rigor experimental el papel individual e interactivo de mecanismos-clave como dispersión, especialización, extinciones, factores ambientales e interacciones bióticas en la determinación de los estándares geográficos de la diversidad (LOPES & CALIMAN, 2008).

### **2.1.1.1.1 Sistemas intermedios**

Las represas artificiales son obras de ingeniería que han sido construidas hace aproximadamente 5.000 años, de acuerdo con relevamientos realizados en Medio Oriente y Asia. A principios del siglo XX surgieron centenas de grandes embalses

alrededor del mundo, siendo la mayoría construida entre las décadas de 1960 y 1990. La mayoría de estos embalses se localiza en los países asiáticos, principalmente China. Una porción considerable está distribuida en América del Norte, América Central y Europa Occidental. Comparativamente, América del Sur presenta un número menor de represamientos; aunque, en el continente están situados algunos de los mayores embalses del mundo (AGOSTINHO et al., 2007).

Estos ecosistemas artificiales presentan un régimen hidrodinámico intermedio entre los sistemas lóticos (ríos) y o lénticos (lagos) y, generalmente, poseen elevada razón volumen/superficie. Son componentes diferenciados en el paisaje y representan una inserción nueva desde el punto de vista de ecosistema acuático, promoviendo considerables alteraciones en el régimen hidrológico y en la dinámica ecológica de ríos y cuencas hidrográficas (HENRY, 1999).

Las interacciones que ocurren entre el flujo del río, la cuenca del embalse y la columna de agua conducen a la formación de un gradiente longitudinal (en el cuerpo central del embalse) de las variables abióticas y bióticas. Por otro lado, tributarios y canales laterales del río represado pueden contribuir para la formación de un gradiente lateral (SERAFIM-JUNIOR, 2002).

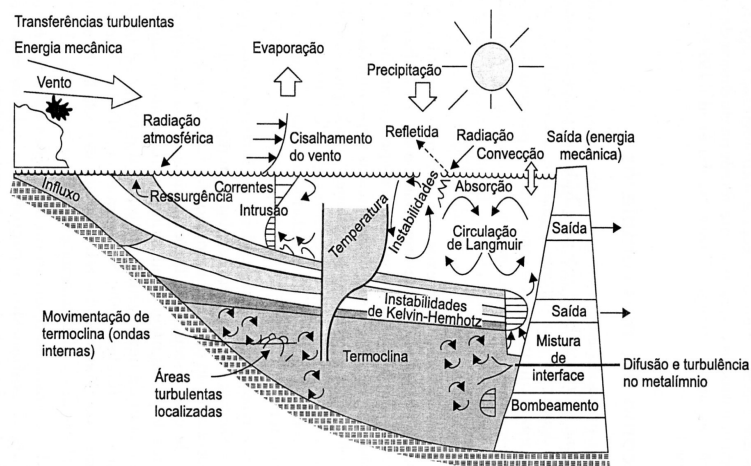
Según Tundisi (2006), para comprender los embalses como sistemas complejos, es fundamental considerar tres características básicas que interfieren en su funcionamiento:

- La represa como unidad de funcionamiento dinámico del sistema;
- La fase de llenado del embalse que constituye la base biogeofísica para su dinámica;
- El tipo de operación del sistema, relacionado a sus usos múltiples y a los usos del agua.

Como sistemas complejos, los embalses son sometidos a funciones de fuerzas

naturales y artificiales que determinan sus características dinámicas: la circulación y las estratificaciones térmicas (consultar Cap. 3 de esta Unidad), los flujos unidireccionales, las respuestas a las entradas de energía mecánica y los efectos de la energía cinética producida por el viento.

Figura 5 - Principales características de embalses como sistemas dinámicos.



Fuente: Tundisi (2006).

Estos sistemas intermedios forman parte de uno de los componentes de tres subsistemas ecológicos fundamentales: la cuenca hidrográfica y su red hídrica, el embalse propiamente dicho y el sistema aguas abajo. Estos subsistemas operan en conjunto y los embalses dependen de la interacción de estos subsistemas; por tanto, los embalses como sistemas complejos, constituyen una red de componentes estructurales, de funcionamiento de organismos y de su ambiente físico-químico (TUNDISI, 2006).

## 2.2 Compartimientos / Zoneamiento

Un factor importante en la estructura de los embalses tiene que ver con su posible división en compartimientos. Clásicamente, podemos observar tres compartimientos distintos en un embalse: uno con características próximas a las de río (fluvial), localizado en la parte alta del embalse; otro semejante al ambiente de lago (lacustre), próximo a la represa; y uno de transición entre los dos ambientes.

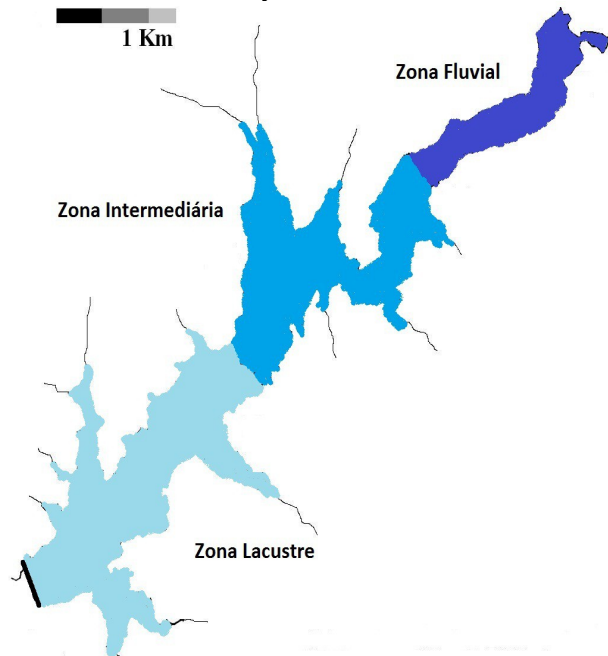
De esta forma, en general, el compartimiento fluvial es más raso, con mayor velocidad de flujo y, por esto, menor tiempo de retención, menor penetración de luz, mayor concentración de material en suspensión y de nutrientes, siendo la mayor parte de la producción alóctona. El compartimiento lacustre posee características opuestas a las del fluvial, y el de transición posee características intermedias. También es en el compartimiento de transición que generalmente ocurre mayor productividad primaria fitoplanctónica (consultar Cap. 6 de esta Unidad), ya que en esa parte del embalse hay una óptima relación entre nutrientes y luminosidad, proporcionando así buenas condiciones para las algas (THORNTON, 1990).

Los compartimientos formados en el embalse no son estáticos. Son resultados de efectos combinados de varios gradientes que se superponen, pudiendo expandirse y contraerse conforme los flujos y la operación del embalse, formando así un ambiente dinámico espacial y temporalmente (KIMMEL et al., 1990).

También, según el mismo autor, la distinción de los tres compartimientos no ocurre siempre de forma precisa en un embalse particular, pudiendo por ejemplo los compartimientos fluviales y de transición estar limitados a una pequeña porción debido a que el tiempo de retención del agua es largo, o, por el contrario, el compartimiento fluvial puede ser bastante grande por una persistencia de características del río (ver Unidad 1).

Como ya resaltado, cuanto menor el tiempo de residencia, mayor la tendencia del embalse a comportarse como río. Al contrario, con el aumento del tiempo de residencia, hay una tendencia de que gran parte del embalse presente estándares típicos de ambientes lacustres (MEIRINHO, 2010).

Figura 6 - Zoneamiento en embalses evidenciando la zona fluvial, la zona intermedia y la zona lacustre.



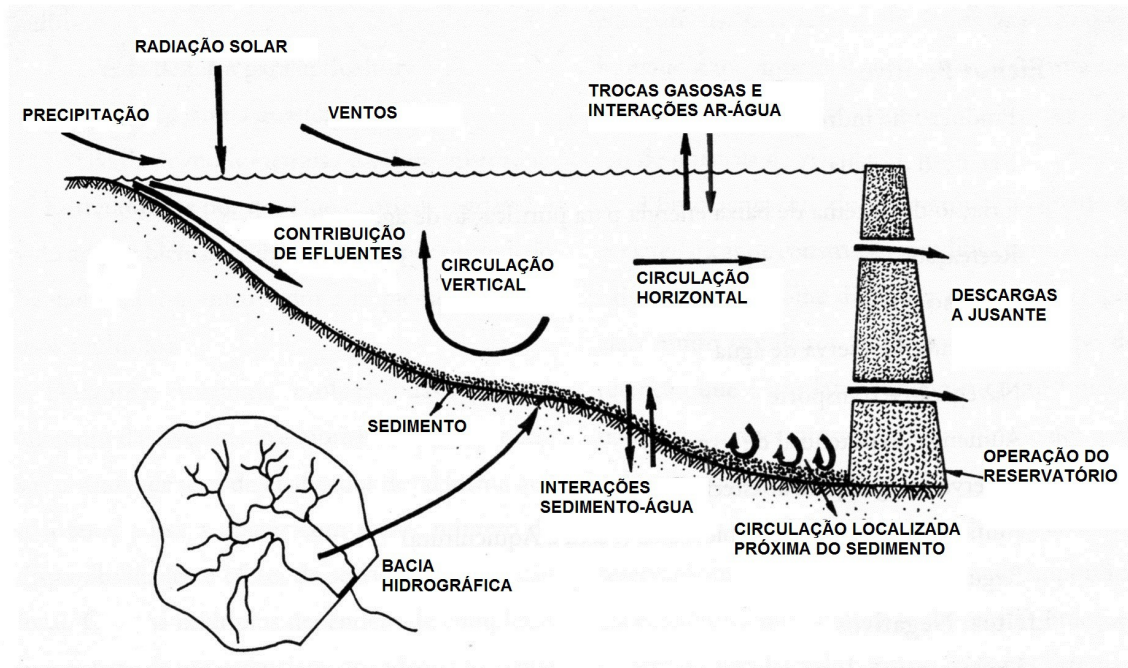
Fuente: Adaptado de: Serafim-Junior et al., (2011).

La figura 7 muestra los principales procesos que ocurren entre los tres compartimientos de un embalse en relación a los factores limnológicos, tales como: tasas de sedimentación, concentraciones de nutrientes, importancia relativa de los aportes de material inorgánico y orgánico, factores limitantes de la producción primaria y valores de la producción primaria (KIMMEL et al., 1990).

Estas particularidades observadas en los embalses derivan de tres factores: a) fuerte influencia externa (carga de nutrientes y sedimentos); b) morfología e hidrología distintas de lagos y ríos; c) fuentes externas e internas de materia orgánica. Dependiendo del tiempo de residencia (volumen/caudal) del agua, los embalses también pueden variar mucho entre sí. Si el tiempo de residencia fuere muy bajo, los embalses con esta naturaleza asumen características ecológicas próximas a los ecosistemas lóticos. En el otro caso (tiempo de residencia elevado), los embalses presentan características similares a ambientes lénticos.



Figura 7 - Esquema con los principales compartimientos y vectores de flujos y cambios entre los compartimientos de embalses.



Fuente: Tundisi (1999).

La división en compartimientos en represas produce un gran número de subsistemas, los cuales pueden interferir en la calidad del agua en el eje mayor del embalse: procesos de anoxia pueden ocurrir en compartimientos con circulación reducida debido a la baja circulación y la acumulación de material biológico en descomposición (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

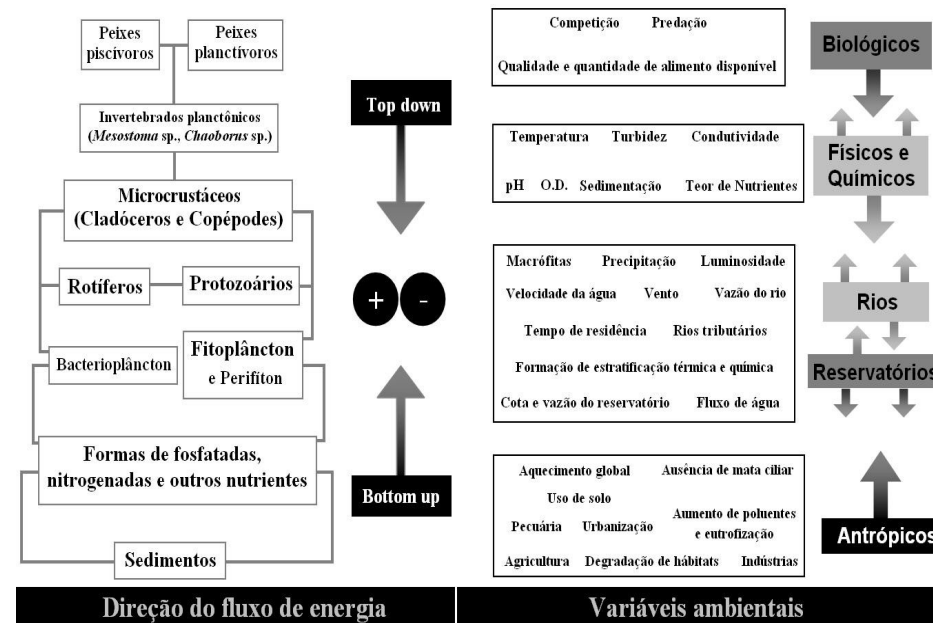
## 2.3 Estructura y Procesos

Los embalses constituyen una red interactiva compleja entre organismos y su ambiente físico-químico que está en estado dinámico debido a las respuestas frecuentes a las funciones de fuerzas climatológicas y a los efectos producidos por la manipulación del sistema en la represa. Los organismos constituyen los núcleos de esta red, mientras los flujos de energía, masa e información son las ligaciones entre estos núcleos.



Los procesos determinan los flujos entre los organismos. Este concepto de red posibilita el seguimiento de las variaciones en las funciones de fuerzas climatológicas que pueden alterar el núcleo de la red y el flujo de energía, produciendo un nuevo estado de organización del sistema (TUNDISI, 1999).

Figura 8 - Esquema simplificado de una cadena trófica acuática, destacando la dirección del flujo de energía y las variables ambientales que actúan sobre la estructura y la dinámica del sistema.



Fuente: Serafim-Junior et al. (2011).

La organización espacial de los embalses presenta, en la mayoría de los casos, gran heterogeneidad, lo que implica gradiente de condiciones físicas y químicas del agua y modificaciones de estas en los ejes horizontal y vertical.

Los mecanismos de funcionamiento que dependen en parte de los múltiples usos y de los tipos de construcción incluyen la existencia de gradientes verticales y horizontales, la estratificación hidráulica, el transporte de sedimentos, las interacciones agua-sedimento, el sistema de transporte vertical y horizontal, la composición, diversidad y estructura de las comunidades biológicas y el tiempo de residencia. Este último parámetro es fundamental para control de las condiciones físico-químicas del agua en las represas (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

## 2.4 Estacionalidad

La característica esencial de una represa es la existencia de gradientes horizontales y verticales y de un flujo continuo en dirección a la represa. Estos gradientes presentan variaciones temporales que dependen del flujo de agua hacia el embalse y de las diferencias de nivel que ocurren durante las diversas épocas del año. Los verticales son más acentuados debido a corrientes de advección que se distribuyen en las diferentes profundidades en respuesta a la estratificación producida por la entrada de agua más densa y fría de los afluentes a la represa (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

En la región tropical, la estacionalidad de los componentes abióticos y bióticos en embalses es determinada por las funciones de fuerza climatológica. Las variables temperatura del agua, pH, conductividad, oxígeno disuelto, turbidez y sólidos en suspensión son las que más se alteran entre las estaciones del año.

En general, los embalses ganan calor en los períodos calientes (sean ellos diarios o anuales) y lo pierden en los períodos más fríos. La temperatura y el tenor de oxígeno disuelto, por ejemplo, tienden a reducirse por el calentamiento durante el día y aumentar por el enfriamiento en el período nocturno. Además de ello, la fotosíntesis de la vegetación sumergida también ejerce gran influencia en la variación diurna del tenor de oxígeno disuelto (SILVA et al., 2008).

Con el aumento de las lluvias, el pH tiende a subir y acercarse a la neutralidad, dado que ocurre mayor dilución de los compuestos disueltos y un escurrimiento más rápido. Esto es causado por el aumento en el volumen de agua que hace que la acidez del agua disminuya.

Esteves (1998) afirma que en la mayoría de las aguas naturales el pH es influenciado por la concentración de iones  $H^+$  originada de la disociación del ácido

carbónico, que genera valores bajos de pH, y de las reacciones de iones carbonato y bicarbonato con la molécula de agua, que elevan los valores de pH hacia la faja alcalina. A pesar de interrelacionarse, las variables físico-químicas pueden ser influenciadas por el medio externo, como la ocurrencia de precipitación (SILVA et al., 2008).

El régimen de lluvias en Brasil presenta estacionalidad marcada con estación seca y lluviosa en épocas diferentes del año de acuerdo con la localización geográfica. Además de la variación mensual de la lluvia, su ciclo diurno también varía espacialmente y esto puede afectar el comportamiento de las variables físico-químicas en los ríos (SILVA et al., 2008).

### **2.5 Características morfométricas**

La morfometría es el conjunto de métodos para medir las dimensiones físicas de un individuo o sistema. Las evaluaciones morfométricas en embalses constituyen una herramienta importante para la comprensión de los eventos físico-químicos y biológicos que ocurren en estos ambientes.

Los parámetros morfométricos de un embalse son de simple obtención y pueden suministrar algunas informaciones sobre el comportamiento del ecosistema del ambiente acuático. Estos parámetros son divididos en primarios, obtenidos directamente, y secundarios, obtenidos por medio de relaciones entre los parámetros primarios.

Los principales parámetros morfométricos que influyen el ambiente acuático son: área (A), volumen (V), profundidad máxima ( $Z_{m\acute{a}x}$ ), perímetro (P), largo máximo ( $C_{m\acute{a}x}$ ), ancho máximo ( $L_{m\acute{a}x}$ ), área de la cuenca de drenaje (Acuenca), altitud, profundidad media ( $Z_{med}$ ), ancho medio ( $L_{med}$ ), profundidad relativa ( $Z_r$ ), desarrollo del perímetro ( $D_p$ ), desarrollo del volumen declive de los márgenes ( $D_v$ ), factor de envolvimiento (F) (Fundación Cearense De Meteorología Y Recursos Hídricos, 2002)

(Figura 9).

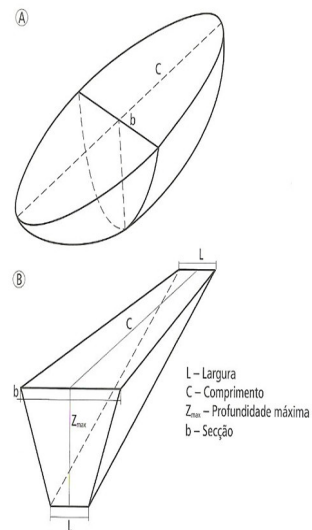
El conocimiento de la forma de un lago o embalse es fundamental, dado que existe una relación de la forma con la circulación de agua y con los mecanismos limnológicos de funcionamiento de estos ecosistemas. La morfometría de los embalses influencia considerablemente la dinámica de los procesos en el agua y en el sedimento, teniéndose en cuenta la acción de los vientos y los mecanismos de circulación inducida por el viento y por el enfriamiento y calentamiento térmico (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008). Existen dos tipos fundamentales de embalses en cuanto a la morfometría:

- Embalses con estándar morfométrico dentrítico acentuado y complejo – presentan alto índice de desarrollo de margen. En este caso, el número de compartimientos, así como los procesos de acumulación de material y de circulación compartimentada, son muy importantes;
- Embalses con estándar morfométrico simple, con eje longitudinal largo – presentan pocos compartimientos y bajo índice de desarrollo del margen. En este caso, los procesos de circulación pueden ser menos complejos. Los mecanismos de acumulación de material y de transporte de sedimentos presentan eje longitudinal más acentuado. Los tiempos de residencia de elementos y sustancias son generalmente menores, del orden de algunos días o, como máximo, semanas.

La radiación solar, formación de corrientes horizontales y verticales, actuación del viento, existencia de bahías y reentradas y aportes de la cuenca de drenaje son ejemplos de condicionantes morfométricos que afectan tanto la localización de macro y microorganismos en cuanto a la distribución de compuestos químicos disueltos y particulados en el ecosistema acuático.

Por tanto, podemos observar que la morfometría también influencia sobre el metabolismo de los cuerpos de agua del embalse. El Índice Morfoedáfico (IME), razón entre la concentración de sólidos totales disueltos (mg/L) y la profundidad media (metros), puede ser indicativa de la biomasa potencial de peces en lagos y embalses (KIMMEL et al., 1990; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Figura 9 - Morfometría típica de lagos (A) y represas (B).



Fuente: Straskraba (1993).

Existen modificaciones morfométricas importantes que pueden ocurrir en un embalse resultante de las actividades humanas y de los propios eventos que ocurren en la cuenca hidrográfica. Por ejemplo, la deforestación puede resultar en cambios considerables en la morfometría del embalse debido a la erosión marginal y del transporte de sedimentos.

Además, debemos considerar que la morfometría de los embalses tiene importantes consecuencias sobre los mecanismos de funcionamiento relacionados con la eutrofización. De modo general, la eutrofización se inicia en las zonas lacustres, en las cuales la circulación es reducida y el tiempo de residencia del agua es mayor (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

## 2.6 Embalses en cascada

Los embalses en cascada están constituidos por una serie de represas localizadas en una misma cuenca hidrográfica y actúan como agentes efectivos de disturbios, alterando, de esta forma, los criterios básicos del concepto de río continuo (consultar subpunto 2.1.1). En ríos donde el caudal es regulado por embalses en cascada, existen alteraciones sobre la heterogeneidad térmica, conectividad y materia

orgánica particulada, entre otras características, alterando principalmente la biodiversidad local (BARBOSA et al., 1999; SERAFIM-JUNIOR, 2002; WARD & STANFORD, 1983).

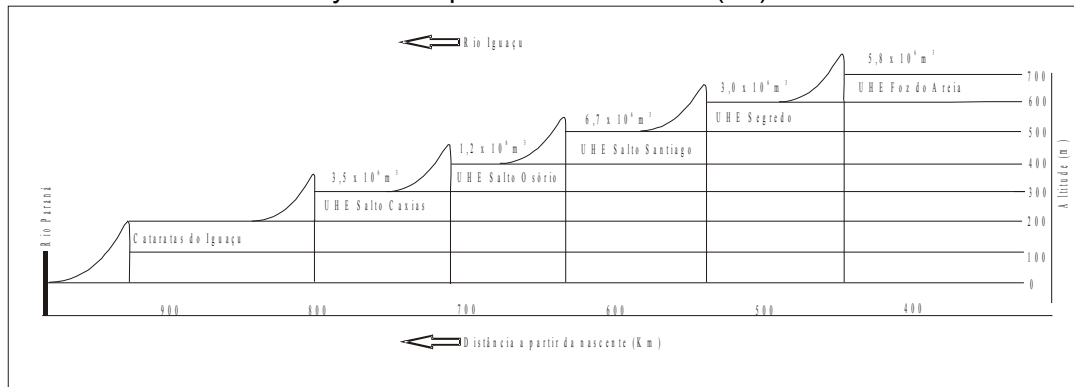
Esta discontinuidad serial también interfiere sucesivamente en la distribución y en la reproducción de organismos, en los ciclos biogeoquímicos y en la circulación horizontal, produciendo nuevos estándares hidrodinámicos, químicos y biológicos en los embalses aguas abajo (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Desde el punto de vista de la calidad del agua, los embalses en cascada se caracterizan por el hecho de que algunos eventos en un embalse aguas arriba pueden ser transferidos a otro situado aguas abajo. La capacidad que un embalse tiene de influir sobre otro depende de sus características.

Un embalse profundo y estratificado tiende a provocar efectos pronunciados y un embalse raso. La intensidad de esta influencia depende también de las características de la cuenca hidrográfica en que el embalse está insertado, de los niveles tróficos del embalse y de la distancia existente entre ellos.

Embalses localizados en ríos de mayor orden y/o clasificación poseen tiempo de retención mayor, y los efectos tienden a ser mayores en el río aguas abajo. Si la distancia del embalse aguas arriba fuere de centenas de kilómetros, los efectos no son más actuantes (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008). No obstante, la serie de represas contribuye para la reducción de contaminantes a lo largo de su secuencia espacial, dado que el embalse aguas arriba funciona como un quimiostato, reteniendo parte de los contaminantes y nutrientes y mejorando la calidad de las aguas y sedimentos cascada abajo (SENDACZ, 2006).

Figura 10 - Embalses en cascada localizados en el medio río Iguazú (Estado de Paraná) y sus respectivos volúmenes ( $m^3$ ).



Fuente: Copel (2012).

## 2.7 Aspectos sociales

Actualmente, todos los continentes cuentan con represas construidas en sus principales cuencas hidrográficas, causando impactos negativos, pero proporcionando innumerables oportunidades de trabajo, generación de energía y desarrollo social y económico a partir de su construcción (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Entre los principales impactos positivos derivados de la construcción de una represa artificial, podemos citar:

- Producción de energía - hidroelectricidad
- Creación de purificadores de agua con baja energía
- Retención de agua local
- Fuente de agua potable y para sistemas de abastecimiento
- Representativa diversidad biológica
- Prosperidad para diferentes sectores de las poblaciones locales
- Creación de oportunidades de recreación y turismo
- Protección contra crecientes de las áreas aguas abajo
- Aumento de las posibilidades de pesca
- Almacenamiento de agua para períodos de sequía
- Navegación
- Aumento del potencial para riego
- Generación de empleos
- Promoción de nuevas alternativas económicas regionales

- Aumento de la producción de peces por acuicultura

Por otro lado, el represamiento de un río genera impactos negativos, como:

- Desplazamiento de las poblaciones
- Emigración humana excesiva
- Deterioro de las condiciones de la población original
- Problemas de salud por la propagación de enfermedades hídricamente transmisibles;
- Pérdida de especies nativas de peces de ríos, de tierras fértiles y madera; de vegas y ecotonos tierra/agua – estructuras naturales útiles;
- Pérdida de áreas anegadas y alteraciones en hábitats de animales;
- Pérdida de biodiversidad (especies únicas);
- Desplazamiento de animales salvajes;
- Pérdida de tierras agrícolas cultivadas;
- Excesiva inmigración humana hacia la región del embalse, con los consecuentes problemas sociales, económicos y de salud;
- Necesidad de compensación por la pérdida de tierras agrícolas, lugares de pesca y vivienda, así como peces, actividades de esparcimiento y de subsistencia;
- Posible degradación de la calidad hídrica local, como consecuencia de eutrofización;
- Reducción de los caudales aguas abajo del embalse y aumento en sus variaciones;
- Reducción de la temperatura y del material en suspensión en los caudales liberados aguas abajo;
- Reducción del oxígeno en el fondo y en los caudales liberados (cero, en algunos casos). Aumento del H<sub>2</sub>S y del CO<sub>2</sub> en el fondo y en los caudales liberados;
- Pérdida de valiosos recursos hídricos y culturales. Barrera a la migración de peces;
- Pérdida de valores estéticos;
- Pérdida de la biodiversidad terrestre, especialmente en represas de la Amazonia;
- Introducción de especies exóticas en los ecosistemas acuáticos. Impactos sobre la biodiversidad acuática. Retiradas excesivas de agua.

Durante la fase de “evolución” de las represas y aumento de la diversidad y biomasa, hay un proceso continuo de usos diversificados de tal manera que el sistema pasa a operar ofreciendo más servicios a la población local. Algunos usos múltiples de los embalses son contradictorios, de forma que es necesario



seleccionar ciertas características del sistema y gestión para optimizar estos usos. Por ejemplo, riego, producción de hidroelectricidad y pesca no son incompatibles, pero la reserva de agua para consumo humano puede ser incompatible con acuicultura (o pesca) debido al aumento de nutrientes ocasionados por los impactos químicos (por ejemplo, restos de pienso, heces, orina y medicamentos) y enfermedades de transmisión hídrica.

El aprovechamiento de los múltiples usos de los embalses es un resultado de gran importancia económica, que compensa, en muchas situaciones, las pérdidas ocasionadas por la construcción de estos sistemas (TUNDISI, 1999). No obstante, es importante resaltar que estudios sobre la capacidad de soporte y/o carga y el monitoreo de la calidad del agua en embalses constituyen herramientas importantes para mitigar los impactos negativos y definir sus múltiples usos (SERAFIM-JUNIOR, 2002).

## 3. ESTRATIFICACIÓN TÉRMICA, QUÍMICA E HIDRÁULICA

### 3.1 Definición

La estratificación está constituida básicamente por el acomodamiento de capas de fluido, a lo largo de la dirección vertical, como consecuencia de gradientes de densidad. Estos gradientes, a su vez, son provocados por gradientes de temperatura, de concentración de sólidos disueltos y de sólidos en suspensión. El principal proceso generador del calentamiento térmico es la radiación solar que alcanza la superficie del agua. Como consecuencia, la duración y el período de la estratificación dependen de manera directa de las condiciones climáticas (PORTO et al., 1991).

En embalses, la estratificación muchas veces es el resultado del balance de calor entre el agua almacenada y las contribuciones externas. Las contribuciones externas incluyen radiación solar y atmosférica, cambio conductivo de calor entre la atmósfera y el agua, y flujo líquido de calor de los tributarios y canales laterales. Otras funciones de fuerza que influyen directamente sobre la naturaleza de la estratificación térmica son el viento y las precipitaciones. La literatura demuestra de manera cabal que, en las regiones tropicales, estos dos factores — viento y precipitación — son reguladores efectivos del fenómeno de la estratificación (PORTO et al., 1991; ESTEVES, 1998; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Los procesos físicos en embalses son los mismos que ocurren en lagos, desde el punto de vista térmico. Sin embargo, en represas, casi siempre sometidas a un flujo unidireccional y a variaciones en este flujo, pueden ocurrir procesos adicionales. Uno de estos procesos es la estratificación hidráulica, ocasionada por la altura de la salida de agua en diferentes profundidades.

Normalmente las aguas pueden fluir de un embalse retiradas de tres profundidades: a) de la superficie, fluyendo sobre la cresta del embalse; b) del fondo, por descargas

de fondo; y c) por medio de la toma de agua hacia las turbinas. Esto produce una estratificación térmica y de densidad muy acentuada, semejante al proceso natural. En este caso, ocurre también la acumulación de sustancias reductoras y la desoxigenación del hipolimnio.

Esta estratificación hidráulica es característica de represas con gran profundidad, en que es necesario crear un gradiente vertical artificial acentuado para generar energía, pudiendo ser parcial y ocurrir apenas en la parte del embalse sometida al flujo.

En el caso de la estratificación hidráulica, existe una estratificación térmica y química vertical que no se relaciona específicamente con los procesos de interacción climatológica/hidrográfica, sino con la altura de la salida del agua hacia las turbinas en diferentes profundidades. El aumento de  $H_2S$  y la anoxia son dos consecuencias importantes de la estratificación hidráulica. La altura de la salida del agua en el embalse es, por tanto, una gran función de fuerza, importante también con relación a los procesos de circulación vertical y horizontal (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

### **3.2 Perfiles y nomenclaturas**

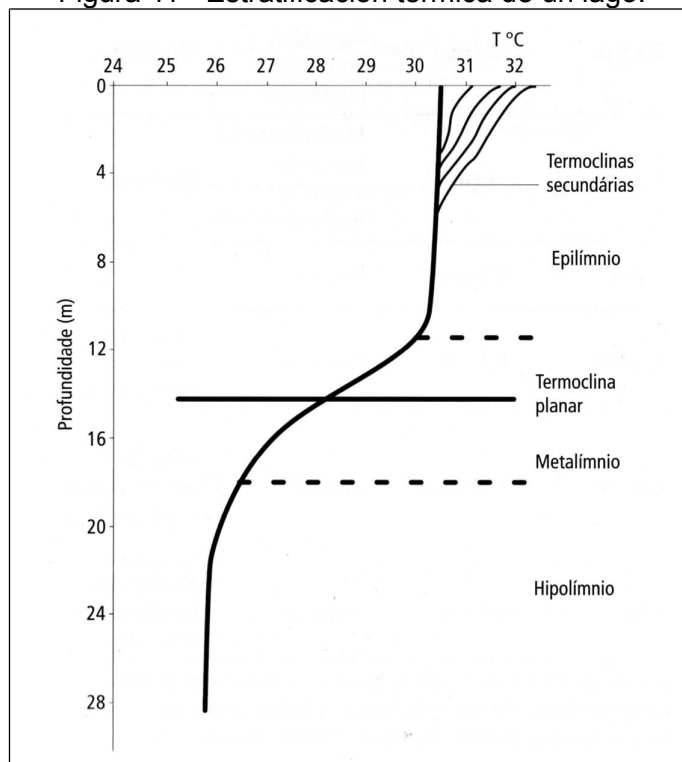
El fenómeno de la estratificación térmica es de fundamental importancia para la organización y el funcionamiento de los ecosistemas lacustres, y la diferencia de temperatura a lo largo de su profundidad es evidenciada por tres regiones distintas: i) una superficial de mayor temperatura y menor densidad, llamada epilimnio; ii) una profunda, de menor temperatura y mayor densidad, el hipolimnio; y iii) una región intermedia llamada metalimnio, que en griego significa “lago que cambia” (Figura 11 y 12). En el metalimnio, la región en que la discontinuidad de la temperatura es más pronunciada fue denominada termoclina (PORTO et al., 1991; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

La capa de agua superior, más caliente y menos densa, el epilimnio, es también bastante homogénea, por la acción del viento y por el calentamiento térmico diurno y enfriamiento térmico nocturno que forman termoclinas temporarias (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

De manera general, tanto los lagos naturales como los artificiales se clasifican, con relación al proceso de estratificación térmica o de densidad, en una de las siguientes situaciones abajo descritas, pudiendo variar según la estacionalidad:

- Embalses mixturados verticalmente con temperatura y densidad prácticamente uniforme, en la dirección de la profundidad;
- Embalses con débil estratificación térmica y de densidad, caracterizados por isothermas sujetas a un perceptible gradiente longitudinal;
- Embalses con estratificación térmica o de densidad bastante marcadas, caracterizados por isothermas horizontales. Son lagos generalmente profundos, y la estratificación es permanente o semipermanente.

Figura 11 - Estratificación térmica de un lago.



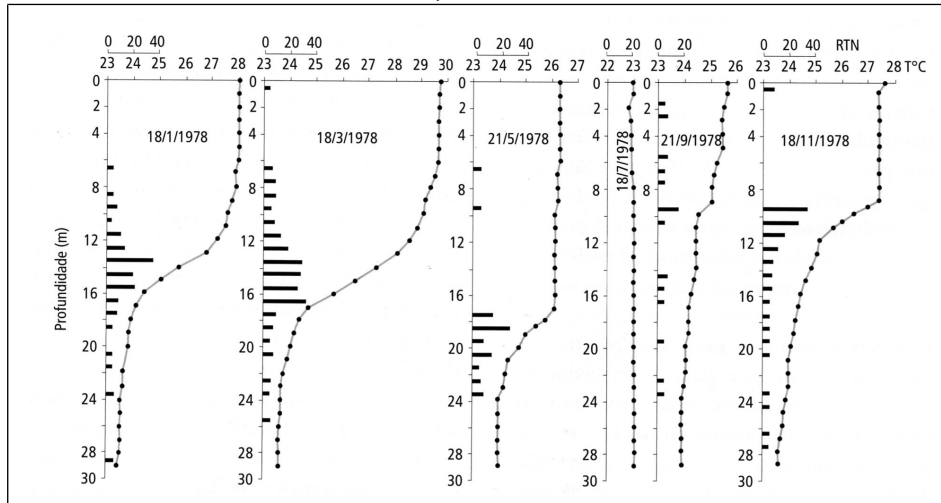
Fuente: Tundisi & Matsumura Tundisi (2008).

Estos ecosistemas lénticos también pueden ser clasificados de acuerdo con su patrón térmico vertical y su evolución durante el ciclo climatológico, de estratificación y circulación (ESTEVEZ, 2011; MARGALEF, 1983; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008; WETZEL, 1993;).

Así los sistemas pueden ser clasificados en:

- Lagos monomíticos: presentan período regular de circulación total que ocurre en determinada época del año, pudiendo ser divididos en **calientes** (circulación durante el invierno sin presentar cobertura de hielo) y **fríos** (la circulación ocurre durante la primavera y el verano con estratificación inversa en el invierno y cobertura de hielo en la superficie). La Figura 12 muestra la evolución del proceso de estratificación y desestratificación de un lago monomítico caliente en el Este de Brasil;
- Lagos dimíticos: donde ocurren dos períodos de circulación, uno en otoño y otro en primavera. Muy común en lagos localizados en regiones templadas, pudiendo ocurrir en regiones con elevada altitud en los subtrópicos;
- Lagos polimíticos: presentan muchos períodos anuales de circulación. Tienen variaciones diurnas de temperatura y formación de termoclina durante el período diurno, que puede ser más importante que las estacionales;
- Lagos oligomíticos: la circulación ocurre en períodos irregulares y se estratifican rápidamente, con estabilidad reducida durante cortos períodos;
- Lagos meromíticos: nunca presentan circulación completa y tienen una capa permanentemente sin circulación, denominada monolimnio;
- Lagos holomíticos: son aquellos que presentan circulación completa y, al contrario de los lagos polimíticos, no presentan estratificación ocasional.

Figura 12 - Estándar estacional de estratificación y circulación vertical del Lago D. Helvécio, Este de Brasil.



Fuente: Tundisi & Saijo (1997).

Existen muchas diferencias en el comportamiento térmico y en la estratificación vertical, en represas de grande y pequeño porte (entre 10 millones  $m^3$  y 5  $Km^2$ ) y con diferentes estándares morfométricos. Tundisi (1984) clasificó los embalses del estado de São Paulo en relación a la estratificación y desestratificación térmica de la siguiente forma:

- Embalses con largos períodos de estratificación: 8 a 10 meses y desestratificación en el invierno (monomíticos calientes);
- Embalses polimíticos con períodos ocasionales de estratificación;
- Embalses con estratificación hidráulica resultantes de las características de funcionamiento del sistema (salida de agua).

### 3.3 Correlación con la calidad del agua

La estratificación en los lagos y embalses introduce en el proceso de análisis de la calidad del agua una dimensión inexistente en el estudio de los ambientes lóticos. La consecuencia más notable de la estratificación térmica tiene que ver con la reducción considerable en el transporte de masa en la dirección vertical, generando situaciones diferenciadas, en el epilimnio y en el hipolimnio (PORTO et al., 1991).

La estratificación y desestratificación térmica son acompañadas por una serie de otras alteraciones físicas y químicas en el agua. Se destacan la distribución vertical de nutrientes, con acumulación de sustancias y elementos químicos en el hipolimnio durante la estratificación, y concentraciones verticales más homogéneas en la columna de agua o precipitación y recirculación total.

En un estudio de variación diurna de la temperatura del agua, gases disueltos, clorofila-a y fotosíntesis en la laguna Carioca (Minas Gerais), en los meses de mayor estabilidad térmica (verano), la clorofila-a se presentaba con grandes concentraciones en el hipolimnio, acompañando la estratificación térmica. Las pequeñas oscilaciones de oxígeno disuelto en el epilimnio fueron resultantes de las actividades fotosintética y respiratoria (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

La permanencia o no de la estratificación térmica en lagos profundos de la región tropical determina que a esta se superpongan las estratificaciones químicas y biológicas. Habrá incidencia de gradientes verticales decrecientes de oxígeno disuelto, con hipolimnio permanentemente anaeróbico y con altas concentraciones de hierro y gas sulfhídrico. Los nutrientes resultantes del proceso de descomposición de la materia orgánica permanecen en el hipolimnio, retornando de forma muy lenta al epilimnio por el mecanismo de la difusión molecular. Como consecuencia, podrá haber un empobrecimiento de la zona eufótica por la falta de nutrientes para las algas. En esas circunstancias, la calidad del agua del epilimnio es significativamente diferente de la del hipolimnio, con la correspondiente estratificación de las comunidades que los habitan (PORTO et al., 1991).

### **4. VARIABLES FÍSICAS, QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS PARA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA**

#### **4.1 Variables físicas**

La percepción del ser humano en las alteraciones de la calidad del agua se da a través de sus sentidos, y por las características físicas del agua, puesto que se espera que esta sea transparente, sin color e inodora. En realidad, en la naturaleza el agua usualmente posee color dado por material orgánico en descomposición, olor y hasta incluso gusto. Las principales características físicas del agua, unidades, métodos de cuantificación y eventuales alteraciones de esas características son descritas a continuación (PORTO et al, 1991).

##### **4.1.1 Temperatura del agua**

Es la medición de la intensidad de calor. El origen natural de la temperatura es la transferencia de calor por radiación, conducción y convección (atmósfera y suelo). De origen antropogénico se pueden citar aguas de torres de refrigeración y efluentes industriales.

La temperatura es determinada por la cantidad de energía calórica (ondas infrarrojas) que es absorbida por un cuerpo de agua. La manifestación de esta energía se puede propagar en el agua, de molécula a molécula, muy lentamente por conducción. En los cuerpos de agua como consecuencia de la fuerte absorción de radiación en el primer metro de profundidad, la temperatura debería tener una caída brusca y presentar una curva exponencial semejante a la de la radiación visible. Este fenómeno no ocurre porque el viento promueve la turbulencia del agua, distribuyendo el calor por toda la masa de agua (consultar Cap. 3 de esta Unidad) (ESTEVEZ, 2011).

La temperatura de las aguas superficiales varía según la localización geográfica y



las condiciones climáticas. Es un importante factor ecológico, tanto por la influencia directa que puede ejercer sobre los varios tipos de organismos como por la relación existente con el tenor de gases disueltos (consultar Cap. 4 de esta Unidad).

La temperatura influye también sobre la distribución de nutrientes en la zona eufótica, de los organismos en la columna del agua, en la tasa reproductiva y consecuentemente, sobre el tamaño de la población. Sin embargo, en los trópicos, la precipitación y el viento son considerados factores físicos importantes, ejerciendo gran influencia en la estructura y en la sucesión estacional de algunas comunidades acuáticas (ESTEVEZ, 1998; SERAFIM-JUNIOR et al, 2005).

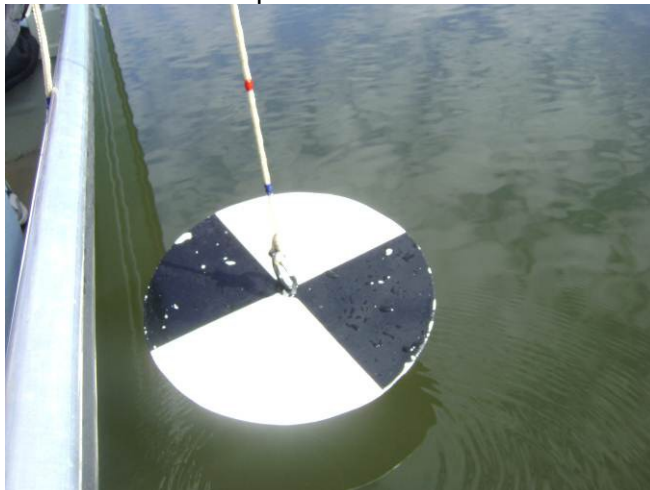
### **4.1.2 Transparencia del agua (Cálculo de la zona eufótica y afótica)**

La región eufótica o simplemente afótica es definida como región del lago que se extiende de la superficie hasta la profundidad en la cual 99% de la luz solar incidente desaparece. El límite inferior de la zona eufótica es generalmente asumido como aquella profundidad donde la intensidad de la radiación corresponde a 1% de la que alcanza la superficie (normalmente se utilizan los valores de radiación subsuperficial). Esta profundidad de la columna de agua es también llamada “punto de compensación”, dado que en esta región la producción primaria líquida es aproximadamente igual a la respiración de las comunidades.

El valor de 1% de la radiación subacuática es un valor empírico. Para su establecimiento, se tuvo en cuenta principalmente datos obtenidos en lagos de regiones templadas. En lagos de regiones tropicales, sin embargo, en virtud de la mayor intensidad de radiación incidente sobre la superficie, los valores correspondientes a 1% representan intensidades de radiación suficientes para la producción de fotosíntesis y no raramente en altas tasas. La porción iluminada de la columna de agua puede variar desde algunos centímetros hasta decenas de metros, y su extensión depende, principalmente, de la capacidad del medio para atenuar la radiación subacuática (ESTEVEZ, 2011; NOGUEIRA, 1991).

La absorción de la luz, debajo de la superficie, ocurre de forma exponencial, tipificada por el coeficiente de extinción, que depende de la turbidez y varía substancialmente entre un lago y otro. El valor de ese coeficiente de extinción no es medido directamente y, por tanto, la determinación de la zona eufótica es realizada por mediciones limnológicas con disco de Secchi. Este disco, de sectores blanco y negro de 20 a 30 cm. de diámetro fue utilizado por primera vez en 1886, por el padre italiano Angelo Secchi. El disco es colocado en el agua hasta una profundidad en la que no es más observable y después de hundirse un poco más, es levantado otra vez, registrándose la profundidad de su reaparición. Los mejores resultados son obtenidos cuando se sumerge el disco de Secchi en el período entre 10:00 y 14:00.

Figura 13 - Disco de Secchi para medir el límite de la zona eufótica.



Fuente: Serafim-Junior et al. (2011).

La profundidad de desaparición del disco de Secchi es inversamente proporcional a la cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos en el camino óptico. En otras palabras, la profundidad en la cual la radiación de 400 - 740 nm, por tanto la faja visible, reflejada del disco no es más sensible al ojo humano. La profundidad obtenida (en metros) es denominada transparencia del disco de Secchi (ESTEVEZ, 2011).

Aunque la profundidad del disco de Secchi no proporcione datos sobre la calidad y

principalmente sobre la cantidad de radiación, se puede utilizar la profundidad del disco de Secchi a los efectos del cálculo indirecto del coeficiente vertical de atenuación. La profundidad del disco de Secchi es aproximadamente el inverso del coeficiente vertical de atenuación y el cálculo de “K” a través de la profundidad del disco de Secchi puede ser realizado a través de la siguiente relación:

$$K = 1,7/Z_{ds},$$

Donde:

K = coeficiente de atenuación total de la masa de agua.

$Z_{ds}$  = profundidad del disco de Secchi; 1,7 = constante calculada.

Esta constante, aunque frecuentemente utilizada, no está exenta de incorrecciones, dado que es un valor obtenido a partir de la media de diferentes tipos de agua. Ante la ausencia de equipamiento adecuado, podemos utilizar la profundidad del disco de Secchi para evaluar la extensión de la zona eufótica. Para tanto, se multiplica el valor de la profundidad del disco de Secchi por el factor 2,7. El valor obtenido es admitido como correspondiente a 1% de la radiación de la superficie. Además del factor 2,7, otros factores han sido utilizados. En Brasil, el factor 3 es el más frecuentemente utilizado por los limnólogos (ESTEVEZ, 2011).

En esta zona predominan los organismos productores, responsables por la síntesis de materia orgánica y fijación de energía luminosa, y los organismos consumidores. Es en la zona eufótica que la energía del sol es utilizada para transformar materiales inorgánicos (fosfatos, nitratos, silicatos y otros) y el dióxido de carbono en materia orgánica nueva. Este proceso, conocido como fotosíntesis – una de las formas de producción primaria – es esencial como fuente de energía para las diversas cadenas alimentarias en los ecosistemas lacustres. Por otro lado, en la zona afótica predominan los descomponedores, particularmente las bacterias, con la tarea de mineralizar la materia orgánica existente. Es en esa zona que ocurre el reciclado de los nutrientes, posibilitando que los elementos mineralizados se tornen nuevamente

disponibles para los organismos. Los consumidores primarios y los descomponedores – organismos heterotróficos – son extremadamente importantes en la purificación de aguas residuales y de aguas superficiales contaminadas por materia orgánica (NOGUEIRA, 1991).

### **4.1.3 La viscosidad del agua**

La viscosidad del agua es la capacidad del agua de ofrecer resistencia al movimiento de los organismos y de las partículas presentes en ella. La viscosidad del agua es función de la temperatura y del tenor de sales disueltas. En lagos de agua dulce, la influencia de estos es insignificante cuando comparada con el papel de la temperatura. Así, la viscosidad de una masa de agua a 30°C es aproximadamente la mitad a 5°C. Este hecho tiene un gran significado ecológico, dado que un organismo planctónico se hunde más rápido en aguas con temperaturas más elevadas (ESTEVEES, 2011).

#### **4.1.3.1 Densidad del agua**

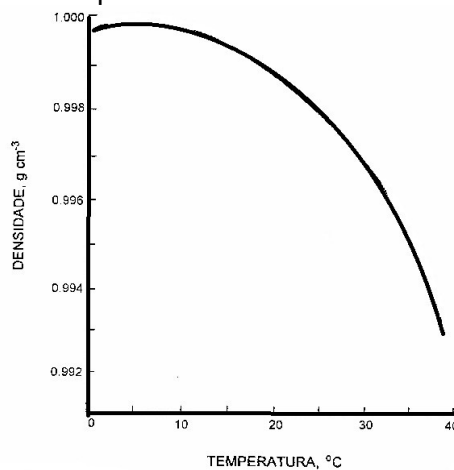
El ecosistema acuático está adaptado apenas a pequeñas variaciones de temperatura del agua porque, dado el alto calor específico del agua, los cuerpos de agua son excelentes reguladores térmicos. El calor específico puede ser definido como la cantidad de calor necesaria, medida en calorías, para que 1 g de agua aumente en 1°C su temperatura. El calor específico del agua pura es 1 cal/g°C a 14,5°C. La variación de la densidad del agua con la temperatura presenta una anomalía que ofrece diversas ventajas para el ecosistema: la densidad del agua alcanza su valor máximo a los 4°C, aún en el estado líquido, haciendo que, cuando pasa al estado sólido, a pesar de ser más fría, flote. En lagos esta estructura de variación de densidad con la temperatura es responsable por estándares de circulación bastante característicos, presentados en el Capítulo 3 de esta Unidad (ESTEVEES, 2011; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Los factores que pueden alterar la densidad del agua y los gradientes verticales son: la presión (que baja la temperatura de máxima densidad) y la presencia de sustancias en solución (sales en solución aumentan la densidad) (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

### 4.1.3.2 Tiempo de residencia

Otra importante característica física en embalses, y de fundamental importancia para la determinación de la calidad de sus aguas, es su tiempo de residencia o tiempo de retención hidráulica. El tiempo de residencia,  $t$ , (conforme detallado en la Unidad 01) indica el intervalo de tiempo de retención en que una determinada masa de agua permanece en el lago o embalse desde su llegada hasta su salida. Él también puede ser entendido como tiempo necesario para que se vacíe un embalse, al cual pararon de llegar todas las entradas, con caudal defluente constante e igual al caudal afluente suprimido (PORTO et al, 1991).

Figura 14 - Relación entre la densidad y temperatura del agua. Observe que el valor máximo registrado para la densidad ocurre cerca de 4 °C (3,94 °C).



Fuente: de Esteves (1998).

### 4.1.4 Procesos Físicos en Lagos, Embalses y Ríos

Según Tundisi & Matsumura Tundisi (2008), los principales mecanismos y funciones de fuerza física que actúan en la estructura vertical y horizontal de lagos y embalses son:

## **Mecanismos externos**

- Viento
- Presión barométrica
- Transferencia de calor
- Intrusión (natural o artificial)
- Flujo aguas abajo (natural o artificial)
- Fuerza de Coriolis
- Descarga en la superficie
- Plumas y chorros en la superficie de lagos y embalses

## **Mecanismos internos**

- Estratificación
- Mixtura vertical
- Retirada o pérdida selectiva aguas abajo (natural o artificial)
- Corrientes de densidad
- Formación de olas internas

## **4.2 Variables químicas**

Los parámetros químicos son las variables más importantes que caracterizan la calidad del agua y componen los indicadores e índices para que se establezcan sus múltiples usos. A través de ellos podemos relacionar valores que nos permitan, por ejemplo:

- Clasificar el agua por su contenido mineral, a través de descomposición de

sus iones;

- Caracterizar el grado de contaminación y el origen o naturaleza de los principales contaminantes o sus efectos;
- Tipificar casos de cargas o picos de concentración de sustancias tóxicas y señalar las principales fuentes;
- Evaluar el equilibrio bioquímico necesario para mantener la vida acuática y emular las necesidades de nutrientes, tales como compuestos de nitrógeno, fósforo, silicio, hierro y de cofactores enzimáticos.

Los estándares legales de usos del agua, por ejemplo, balneabilidad, riego, vertido de efluentes, de clasificación de cuerpos de agua, enumeran los principales parámetros químicos a ser evaluados en la caracterización de la calidad del agua (CONSEJO NACIONAL DE MEDIO AMBIENTE, 2005).

De manera general, la calidad química del agua puede ser evaluada por su contenido orgánico, autóctono o alóctono, por su fuerza iónica, por las concentraciones de gases disueltos, por la existencia de nutrientes relacionados con la productividad primaria, por la presencia de micronutrientes y metales trazos, por la presencia o ausencia de compuestos orgánicos sintéticos, como defensivos agrícolas, solventes, aromáticos polinucleados, modificadores de tensión superficial, etc., y por su contenido radioactivo.

Muchos de los parámetros químicos utilizados para caracterizar la calidad del agua son subrogatorios en virtud de la vasta cantidad de productos químicos existentes en una muestra de agua. El Cuadro 1 presenta algunos de los principales elementos esenciales para la vida (PORTO et al, 1991).

Cuadro 1. Elementos esenciales para la vida.

Elemento	Función Biológica o Incidencia
Hidrógeno (H)	Constituyente de casi toda materia orgánica
Carbono (C)	Elemento básico de compuestos orgánicos, necesario para la respiración
Nitrógeno (N)	Componente de aminoácidos y derivados
Fósforo (P)	Usado en la formación de compuestos ricos en energía; también

	en los huesos y dientes
Silicio (Si)	Material estructural de diatomáceas
Calcio (Ca)	Huesos, enzimas, soluciones electrólitas biológicas
Magnesio (Mg)	Enzimas, clorofilas
Sodio (Na)	Acción nerviosa, soluciones electrólitas biológicas
Potasio (K)	Acción nerviosa, soluciones electrólitas biológicas
Boro (B)	Necesario para algas y plantas
Flúor (F)	Fortalecimiento de los dientes
Yodo (I)	Hormonas de la tiroides
Azufre (S)	Aminoácido, proteínas
Cloruros	Acción nerviosa, electrólitas biológicas
Selenio (Se)	Acción del hígado, plantas
Molibdeno (Mo)	Enzimas
Cobalto (Co)	Enzimas
Hierro (Fe)	Enzimas, actividades respiratorias, procesos biológicos REDOX
Manganeso (Mg)	Enzimas
Cromo (Cr)	Enzimas
Cobre (Cu)	Enzimas
Zinc (Zn)	Enzimas
Vanadio (V)	Enzimas

Fuente: Porto et al. (1991).

A pesar que algunos elementos metálicos son nocivos en altas concentraciones, ellos pueden ser necesarios para las funciones enzimáticas de los ecosistemas, en pequeñas cantidades.

### 4.2.1 Oxígeno disuelto

Entre los gases disueltos, el oxígeno ( $O_2$ ), es un gas de gran importancia biológica y en el agua participa de un sinnúmero de reacciones químicas en los ecosistemas acuáticos. Todos los organismos heterotróficos dependen de una forma u otra del oxígeno para mantener los procesos metabólicos de producción de energía y de reproducción. Las principales fuentes de oxígeno para el agua son la atmósfera y la fotosíntesis. Por otro lado, las pérdidas ocurren por el consumo y la descomposición de materia orgánica (oxidación), hacia la atmósfera, por la respiración de organismos acuáticos y por la oxidación de iones metálicos como, por ejemplo, el hierro y manganeso (ESTEVEZ, 2011).

Su disolución en la interfaz aire-agua generalmente ocurre en condiciones de intensa circulación vertical o en un proceso lento de difusión y transporte por



convección. La concentración de oxígeno disuelto en el agua depende de los coeficientes de cambio del oxígeno entre la atmósfera y la superficie del agua (PORTO et al, 1991; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

La solubilidad del oxígeno en el agua, como de todos los gases, está asociada a dos factores: temperatura y presión. De esta manera, con la elevación de la temperatura y disminución de la presión, se produce la reducción y solubilidad del oxígeno en el agua. Ejemplificando: a una presión de 760 mmHg, 100% de humedad relativa y a una temperatura de 0°C, se solubilizan a 14,60 mg de oxígeno por litro de agua, mientras que en las mismas condiciones y a temperatura de 30 °C (frecuentemente observada en lagos tropicales), se solubilizan apenas 7,59 mg /L de O<sub>2</sub>, o sea, cerca de la mitad del valor a 0 °C.

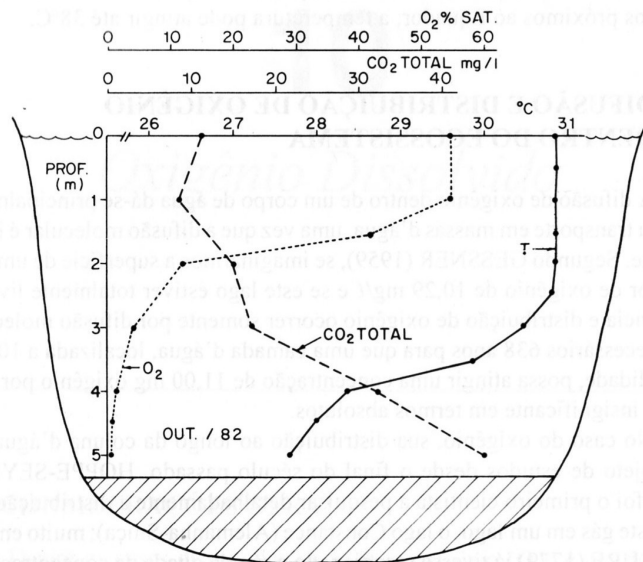
Por tanto, para obtener la saturación de oxígeno, que es expresada en porcentaje, se debe siempre relacionar los tenores absolutos de oxígeno disuelto con la temperatura y presión atmosférica (ESTEVEES, 2011). Con base en estas propiedades queda claro que los organismos acuáticos, en principio, tienen menos oxígeno disponible en regiones tropicales que templadas (ESTEVEES, 2011; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

El estándar de distribución de oxígeno en ecosistemas acuáticos es inverso al gas carbónico. Este hecho es más evidente durante un día soleado, cuando ocurre en la zona eufótica un intenso consumo de gas carbónico debido a la fotosíntesis, al mismo tiempo en que ocurre una producción considerable de oxígeno. Por otro lado, en la zona afótica, debido a la actividad microbiana (descomposición de la materia orgánica), existe una alta producción de gas carbónico y correspondiente consumo de oxígeno.

La concentración de oxígeno en diferentes profundidades está relacionada con los procesos de estratificación y desestratificación, la circulación vertical y su eficiencia, y la distribución vertical de organismos. Las aguas superficiales presentan valores

de oxígeno próximos a la saturación. La sobresaturación en la superficie puede ocurrir en altas concentraciones de fitoplancton.

Figura 15 - Distribución vertical del oxígeno y gas carbónico en el lago Curuçá, Estado de Pará.



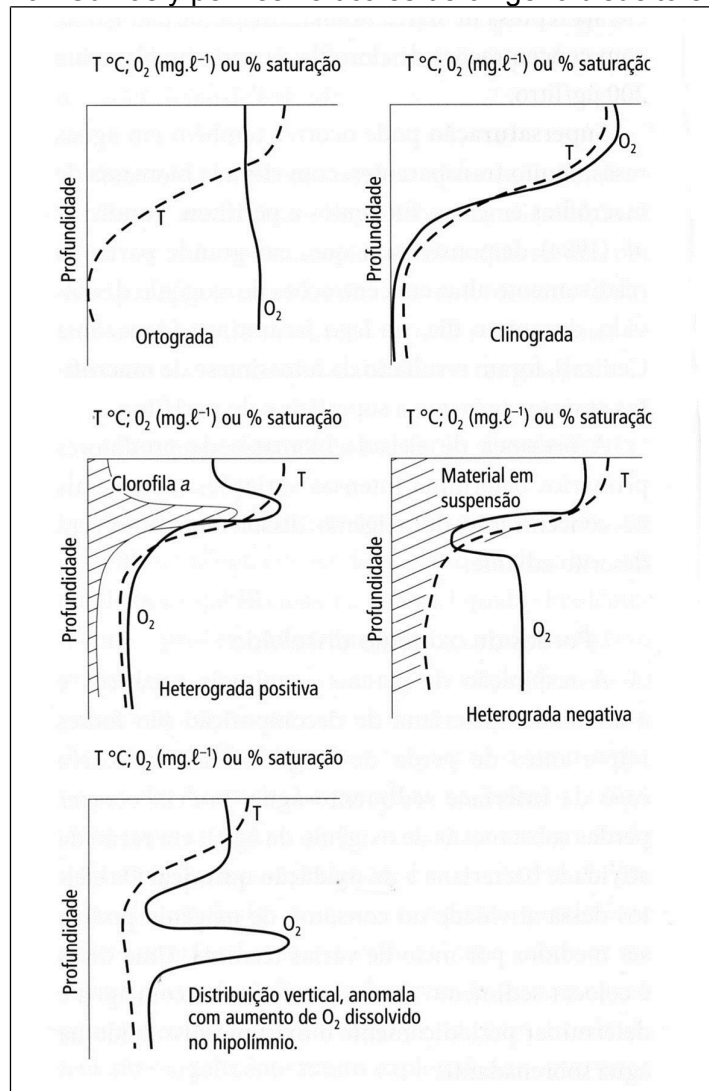
Fuente: Esteves (1998).

Temperaturas más elevadas en el epilimnio ocasionan pérdidas de oxígeno disuelto en la interfaz aire-agua. Cuando se produce la circulación completa en un lago poco productivo, el oxígeno disuelto se distribuye de forma uniforme hasta el fondo (distribución ortógrada). En lagos productivos el hipolimnio es anóxico y el epilimnio se caracteriza por concentraciones de oxígeno disuelto próximas al grado de saturación o supersaturadas (curva clinógrada).

En algunos lagos estratificados ocurre un aumento del oxígeno disuelto, en razón de la acumulación de fitoplancton en la parte superior del metalimnio (curva heterógrada positiva). Por otro lado, el consumo elevado de oxígeno, derivado de la concentración de organismos o de material biológico en descomposición en la porción inferior del metalimnio, puede resultar en una curva heterógrada negativa. Esta distribución es común en lagos monomíticos y meromíticos (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

El déficit de oxígeno en un lago es definido como “la diferencia entre el valor de la saturación de oxígeno disuelto a la temperatura del agua, la presión en la superficie del lago y el valor observado”. Según Esteves (2011), pueden ocurrir eventualmente fuertes déficits en toda la columna de agua, cuando, por la acción de fuertes vientos, ocurre la desestratificación térmica.

Figura 16 - Curvas y perfiles verticales de oxígeno disuelto en lagos.



Fuente: Tundisi & Matsumura Tundisi (2008).

En un embalse, los niveles de oxígeno disuelto tienen “*importancia primaria*” en la calidad del agua por su influencia sobre los procesos químicos y bioquímicos que ocurren en diferentes profundidades, capaces de establecer el equilibrio o

desequilibrio ecológico del cuerpo del agua. En las regiones tropicales, particularmente en embalses nuevos, el oxígeno disuelto es el factor más crítico desde el punto de vista de la calidad del agua.

Esto se debe al hecho que, en los primeros años que siguen al llenado, la descomposición de la vegetación “inundada” por las aguas del lago provoca bajísimas concentraciones de oxígeno disuelto en el cuerpo del embalse. Además de ello, aún en condiciones estables, superados los efectos iniciales, el balance de oxígeno continua siendo un indicador importante de la calidad en esos cuerpos de agua, donde el hipolimnio anóxico es la regla general, debido a las altas temperaturas en los trópicos (ESTEVEZ, 2011).

### 4.2.2 pH

El pH (**potencial hidrogeniónico**) representa la concentración de iones de hidrógeno  $H^+$  (en escala anti-logarítmica) en el agua y representa la intensidad de las condiciones ácidas o alcalinas del ambiente acuático. Este parámetro probablemente es uno de los más utilizados en la rutina de monitoreo de la calidad del agua (LIBANIO, 2004; VON SPERLING, 2005).

La gama de pH es de 0 a 14, siendo 7 la neutralidad. El pH indica el balance entre los ácidos y bases en el agua, y es la medida de la concentración de ión hidrógeno en solución. Los valores de pH reflejan el poder solvente del agua, indicando, de ese modo, sus posibles reacciones químicas sobre las rocas y suelos. Los constituyentes responsables son los sólidos disueltos y gases disueltos. La disolución de rocas, la absorción de gases de la atmósfera, la oxidación de la materia orgánica y la fotosíntesis son orígenes naturales de alteración del pH. Los orígenes antropogénicos corresponden a vertidos domésticos (oxidación de la materia orgánica) y vertidos industriales, como el lavado ácido de tanques. Es un parámetro importante en las diversas etapas del tratamiento de agua para abastecimiento y estaciones de tratamiento cloacal. Por ejemplo, valores de pH

alejados de la neutralidad pueden afectar los microorganismos responsables por el tratamiento biológico y la vida acuática, sobre los efectos del pH en organismos acuáticos.

Los valores de pH muestran:

- Condiciones ácidas: cuando **pH < 7**
- Neutralidad: cuando **pH = 7**;
- Condiciones básicas: cuando **pH > 7**

Con relación al pH, se observa una estrecha interdependencia entre las comunidades vegetales y animales y el medio acuático, debido a sus efectos en la fisiología de diversas especies. Este fenómeno ocurre en la medida en que las comunidades acuáticas interfieren en el pH, así como el pH interfiere de diferentes maneras en el metabolismo de estas comunidades. Sobre las comunidades, el pH actúa directamente en los procesos de permeabilidad de la membrana celular, interfiriendo, por tanto, en el transporte iónico intra y extra celular y entre los organismos y el medio (ESTEVEZ, 2011). El cuadro 2 presenta los efectos del pH sobre los organismos acuáticos.

Cuadro 2. Efectos del pH sobre los organismos acuáticos.

Valores de pH	Efectos sobre los organismos acuáticos
11,5 - 12,0	Algunos Trichoptera logran sobrevivir
11,0 - 11,5	Efecto inmediato: letal para todas las especies de peces
10,5 - 11,0	Letal para algunos Plecoptera y Anisoptera (Odonata); Trichoptera tiene una emergencia reducida
10,0 - 10,5	Algunos Plecoptera típicos y Ephemeroptera sobreviven con la emergencia reducida
9,0 - 10,0	Reduce la emergencia de algunos Plecoptera
8,0 - 9,0	Sin efecto aparente para los invertebrados
7,0 - 8,0	7,0 es casi el límite inferior para la reproducción de <i>Gammarus</i> sp. y talvez para algunos otros Crustacea
6,5 - 7,0	Invertebrados relativamente normales excepto Crustacea, incluyendo la incidencia común de Mollusca

6,0 - 6,5	Población acuática diversificada; no ocurre la reproducción de <i>Gammarus</i> sp. y <i>Daphnia</i> sp. y talvez de Crustacea
5,5 - 6,0	Los Mollusca son raros
5,0 - 5,5	Baja diversidad de invertebrados bentónicos, con ciertos Simuliidae, Ephemeroptera, Plecoptera y Chironomidae presentes en mayor número; letal para otros invertebrados, tales como algunos Ephemeroptera
4,5 - 5,0	Fauna béntica restringida, Ephemeroptera reducidos; letal para muchos Plecoptera típicos; inhibe la emergencia de ciertas larvas de Trichoptera, Plecoptera y Chironomidae
4,0 - 4,5	Algunos Trichoptera y Anisoptera (Odonata) son encontrados en tales hábitats; ciertas larvas de Chironomidae son dominantes
3,5 - 4,0	Toda flora y fauna severamente restringida en número de especies;
3,0 - 3,5	Unos pocos tipos de invertebrados tales como ciertas larvas de Chironomidae y Sialidae

Fuente: Esteves (1998).

Una pequeña disminución en el pH puede estar asociada al aumento en el tenor de materia orgánica que lleva a la consecuente merma en la cantidad de oxígeno disuelto disponible en el cuerpo de agua. En la mayoría de las aguas naturales el pH es influenciado por la concentración de H<sup>+</sup> originado de la disociación del ácido carbónico, que genera valores bajos de pH, y de las reacciones de iones carbonato y bicarbonato con la molécula de agua, que elevan los valores de pH para la gama alcalina. A pesar de interrelacionarse las variables físico-químicas pueden ser influenciadas desde el medio externo, como por la ocurrencia de precipitaciones (SILVA et al, 2008).

Otros factores pueden interferir en el pH de los ecosistemas acuáticos continentales como, por ejemplo, la lluvia, que es normalmente ácida (pH 5-6). El efecto de aguas de lluvia sobre el pH de las aguas continentales es más acentuado cuando estas tienen poca capacidad de taponamiento (ESTEVEES, 2011).

### 4.2.3 Nutrientes

En el ambiente acuático, así como en otros ecosistemas, el equilibrio es mantenido cuando todos los componentes de la cadena alimentaria están satisfechos en términos de necesidades energéticas. En los ecosistemas acuáticos son los

nutrientes los que regulan la biomasa y son responsables por el mantenimiento del equilibrio acuático. Su falta o exceso influenciará directamente el estado trófico de un embalse y, por ende, sobre la calidad del agua del mismo (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Los nutrientes dentro de un embalse pueden tener diversos orígenes. Muchas veces el aporte de nutrientes está asociado al transporte a través del escurrimiento superficial sobre la cuenca hidrográfica durante eventos de lluvia y, dependiendo del tipo y uso del suelo de la cuenca hidrográfica, el aporte de nutrientes será mayor o menor. En otros casos, la fuente de nitrógeno es interna, cuando los nutrientes son reciclados en función de condiciones climatológicas locales e hidrodinámicas y físico-química del agua almacenada. Otra fuente de nutriente puede ser la propia atmósfera. No significa que en determinado embalse exista apenas una fuente de nutrientes, sino que estas dependen de los períodos del año, localización y formas constructivas de los embalses (LIBANIO, 2008).

Los principales nutrientes responsables por el equilibrio de la biota acuática son el nitrógeno y el fósforo, ya que son más abundantes en la naturaleza y, actualmente, la disponibilidad de estos elementos viene siendo aumentada en función del uso de fertilizantes en la agricultura y desechos urbanos e industriales de las aglomeraciones humanas sin tratamiento adecuado (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

### **4.2.3.1 Nitrógeno**

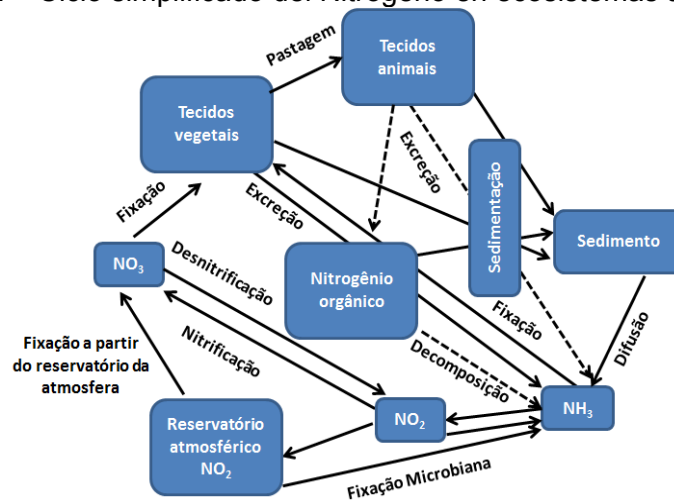
El nitrógeno es un elemento de importancia fundamental para la vida de los organismos, dado que es parte integrante de la molécula de proteína, y consecuentemente, del protoplasma. Junto al fósforo, es considerado uno de los más importantes y limitantes para la vida de los organismos de agua dulce (BOLLMANN et al, 2005).

El ciclo del nitrógeno es complejo debido a una amplia reserva en la atmósfera



(70%). Los procesos de transferencia de este nutriente entre los diversos compartimientos son extremadamente importantes para la productividad acuática. Los principales procesos involucrados en el ciclo del nitrógeno son la Nitrificación, la Desnitrificación y la fijación biológica.

Figura 17 - Ciclo simplificado del Nitrógeno en ecosistemas acuáticos.



Fuente: Modificado de Tundisi & Matsumura Tundisi (2008).

Las principales fuentes naturales de nitrógeno pueden ser: la lluvia, material orgánico e inorgánico de origen alóctono y la fijación de nitrógeno molecular dentro del propio lago. El nitrógeno está presente en los ambientes acuáticos bajo varias formas, por ejemplo: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), ión amoniaco ( $\text{NH}_4^+$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ), nitrógeno orgánico disuelto (péptidos, purinas, aminos, aminoácidos, etc.), nitrógeno orgánico particulado (bacterias, fitoplancton, zooplancton y sedimentos). Entre las diferentes formas, el nitrato, junto con el ión amoniaco, adquieren suma importancia en los ecosistemas acuáticos, ya que representan las principales fuentes de nitrógeno para los productores primarios (ESTEVEZ, 2011).

Además de las formas inorgánicas de nitrógeno, los productores primarios pueden asimilar formas orgánicas como: urea, aminoácidos, péptidos, etc. Estos compuestos, junto a otros, forman un grupo de compuestos genéricamente



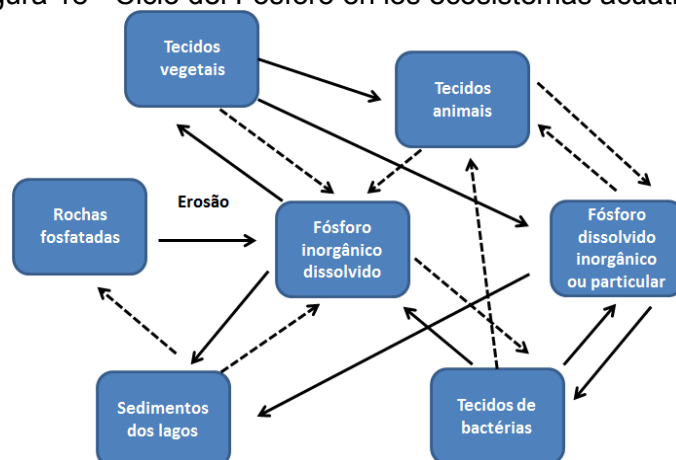
denominado nitrógeno orgánico disuelto. Las principales fuentes de nitrógeno orgánico disuelto son: lisis celular (por senescencia y herbivoría), descomposición y excreción por el fitoplancton y macrófitas acuáticas. En el fitoplancton, se destacan las cianofíceas, como las principales excretoras de compuestos nitrogenados. Entre estos últimos, péptidos y polipéptidos. En altas concentraciones, el nitrito es extremadamente tóxico para la mayoría de los organismos acuáticos (ESTEVEZ, 2011).

### 4.2.3.2 Fósforo

Reconocidamente, el fósforo es un elemento de extrema importancia considerando la eutrofización artificial de los cuerpos de agua y su relación con el sistema biológico. En comparación con los demás nutrientes, el fósforo es el menos abundante y, por tanto, es el factor más limitante en la productividad primaria. El fósforo forma parte de las moléculas esenciales para la vida como son el trifosfato de adenosina (ATP), portador de energía, y el ácido desoxirribonucleico (ADN) y el ácido ribonucleico (ARN), portadores del material genético.

Como el fósforo no posee un componente gaseoso, su disponibilidad depende de rocas fosfatadas y del ciclo interno de los lagos, de los cuales la descomposición y la excreción de los organismos son partes importantes. La Figura 18 ilustra el ciclo del fósforo en los ecosistemas acuáticos.

Figura 18 - Ciclo del Fósforo en los ecosistemas acuáticos.



Fuente: modificado de Tundisi Matsumura Tundisi (2008).

En ecosistemas acuáticos el fósforo se encuentra bajo la forma de fosfato, sea en la forma iónica o en la forma compleja. Así, en Limnología se debe utilizar esta denominación para referirse a las diferentes formas de fósforo en el ambiente acuático (LIBANIO, 2004; ESTEVES, 2011).

El fosfato presente en aguas continentales se encuentra en diferentes formas, cuyas nomenclaturas varían de un autor a otro. Una de las clasificaciones más aceptadas, especialmente en Europa, fue propuesta por OHLE (1938, apud Esteves, 2011). Actualmente, la mayoría de los investigadores ha utilizado una clasificación más sumaria, que agrupa las varias formas en apenas cinco: fosfato particulado (P - particulado), fosfato orgánico disuelto (P - orgánico disuelto), fosfato inorgánico disuelto u ortofosfato o fosfato reactivo (P-orto), fosfato total disuelto (P - total disuelto) y fosfato total (P - total) (ESTEVES, 2011).

Desde el punto de vista limnológico, todas las formas (también llamadas fracciones) de fosfato son importantes. No obstante ello, el P-orto asume mayor relevancia por ser la principal forma de fosfato asimilada por los vegetales acuáticos. De este modo, su cuantificación en estudios limnológicos se torna indispensable. En el agua, el ión fosfato (P-orto), puede presentarse bajo diferentes especies iónicas en función del pH del medio. Debe ser considerado que la presencia de P-orto en el agua depende también de la densidad y de la actividad de organismos, especialmente fitoplanctónicos y de macrófitas acuáticas, los cuales, durante la fotosíntesis, pueden asimilar grandes cantidades de estos iones.

En ecosistemas acuáticos tropicales, debido a la alta temperatura, el metabolismo de los organismos aumenta considerablemente, haciendo que el P-orto sea aún más rápidamente asimilado e incorporado a su biomasa. Este es uno de los principales motivos por el cual, en estos lagos, exceptuando los eutrofizados artificialmente, la concentración de P-orto es muy baja; generalmente por debajo del límite inferior de detección de la mayoría de los métodos analíticos actualmente disponibles

(ESTEVEES, 2011).

### 4.2.4 Salinidad

La concentración de sales minerales disueltas en el agua es expresada como salinidad, que corresponde al peso, en gramos, de las sales presentes en 1000g de agua. Entre los principales iones responsables por la formación de sales en aguas interiores, se destacan los cationes: calcio, magnesio, sodio, potasio y los aniones: bicarbonato, cloruro y sulfato (ESTEVEES, 2011).

La manera más correcta de determinar la salinidad del agua es cuantificar la concentración de cada sal, por separado, y entonces efectuar la suma final. Debido a innumerables dificultades de este procedimiento; en la práctica, la salinidad es determinada a través de aparatos llamados salinómetros y, más indirectamente, a través de fórmulas. También es posible determinar la salinidad a través de la conductividad eléctrica del agua, aplicándose factores de corrección. Los resultados de salinidad son expresados en unidad de peso por volumen ( $\text{mg l}^{-1}$ ) (Ej. El agua del mar posee una salinidad que varía entre 33 y 37‰, con valor medio de 35). Más recientemente, el símbolo ‰ ha sido substituido por  $10^{-3}$  (Ej.  $S=35 \times 10^{-3}$ ) (ESTEVEES, 2011).

Los principales iones responsables por la salinidad de las aguas interiores sin influencia marina son: nitratos, sulfatos, bicarbonatos, cloruros, potasio y sodio. En Brasil, los ejemplos más significativos de este fenómeno son encontrados en el Pantanal de Mato Grosso do Sul, a través de las llamadas "Salinas". Estos cuerpos de agua, que difícilmente son afectados por las crecientes periódicas de la región, presentan un elevado grado de salinidad, debido a las altas concentraciones de sodio y potasio. Con la finalidad de estandarizar las unidades de clasificación en cuanto a la salinidad, se realizó un simposio en 1958, en la ciudad italiana de Venecia, donde se propuso la estandarización de la clasificación "*The Venice System*", conforme presentado en el Cuadro 3 (ESTEVEES, 2011).

Cuadro 3 - Sistema de clasificación de la salinidad de acuerdo con “The Venice System”.

Salinidad	Valor
Hiperhalina	> +/- 40
Eurihalina	+/- 40 - +/- 30
Mixohalina	(+/- 40) +/- 30 - +/- 0,5
Mixoeurihalina	> +/- 30
(mixo) polihalina	+/- 30 - +/- 18
(mixo) mesohalina	+/- 18 - +/- 5
(mixo) oligohalina	+/- 5 - +/- 0,5
Agua dulce	< +/- 0,5

Fuente: Esteves (2011).

### 4.2.5 Turbidez

La turbidez es la medida de la capacidad del agua de dispersar la radiación solar por la presencia de partículas en suspensión, que pueden o no presentar color propio. Es expresada, entre otras unidades, por NTU (*Nephelometric Turbidity Units*). En general, la turbidez proviene de la carga de sólidos erosionada en el área de drenaje de los afluentes del embalse, así como por la erosión laminar observada en la cuenca hidrográfica como un todo. Las algas, comportándose en el agua como partículas en suspensión, también influyen sobre el parámetro de la turbidez. En los eventos de floración, este parámetro puede alcanzar valores elevados. (BOLLMANN et al, 2005; SILVA et al, 2008).

La turbidez también es un parámetro que indica la calidad estética de las aguas para abastecimiento público. En las estaciones de tratamiento de agua, la turbidez es un parámetro operacional de extrema importancia para el control de los procesos de coagulación, floculación, sedimentación y filtración. Existe una preocupación adicional que se refiere a la presencia de turbidez en las aguas sometidas a la desinfección por cloro. Estas partículas grandes pueden albergar microorganismos, protegiéndolos contra la acción de este agente desinfectante.

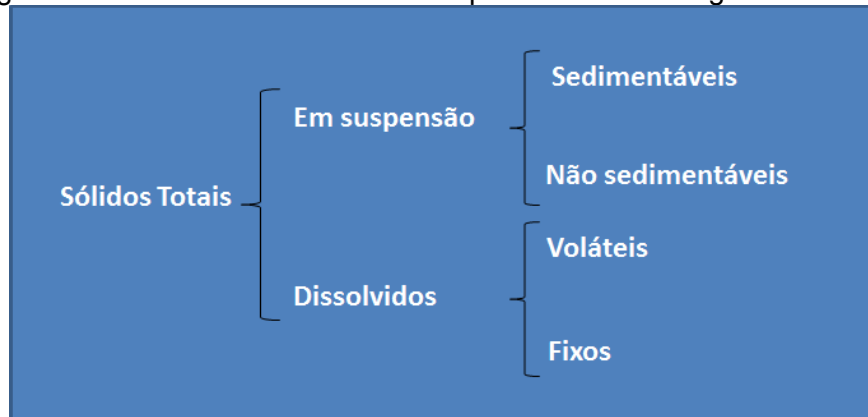
En las aguas naturales, la presencia de la turbidez provoca la reducción de intensidad de los rayos luminosos que penetran en el cuerpo de agua, influyendo decisivamente en las características del ecosistema presente. Cuando sedimentadas, estas partículas forman bancos de lodo donde la digestión anaeróbica lleva a la formación de gases metano y carbónico, principalmente, además de nitrógeno gaseoso y del gas sulfhídrico, que es maloliente (MARQUES et al, 2007).

Es importante resaltar que desde el punto de vista óptico, la turbidez puede ser considerada lo opuesto de la transparencia del agua, que evalúa la dispersión de la radiación ante la presencia de material en suspensión (ver subpunto 4.1.2 de esta Unidad).

### **4.2.6 Sólidos**

Los sólidos en las aguas corresponden a toda materia que permanece como residuo, luego de la evaporación, el secado o calcinación de la muestra a una temperatura preestablecida durante un tiempo determinado. En líneas generales, las operaciones de secado, calcinación y filtración son las que definen las diversas fracciones de sólidos presentes en el agua (sólidos totales, en suspensión, disueltos, fijos y volátiles). Los sólidos pueden ser clasificados de acuerdo con su tamaño y características químicas. Es intrínseca la correlación entre la concentración de sólidos en suspensión y la turbidez, como porción de los sólidos totales cuya distribución es presentada en la figura .

Figura 19 - Distribución de los sólidos presentes en las aguas naturales.



Fuente: Libanio (2008).

Los sólidos en suspensión se dividen en sedimentables y no sedimentables. Sólidos sedimentables son aquellos que se depositan cuando se deja la muestra de agua en reposo durante una hora. Los sólidos disueltos incluyen los coloides efectivamente disueltos. La separación entre sólidos en suspensión y sólidos disueltos es hecha utilizándose una membrana filtrante con poros iguales a  $1,2 \mu\text{m}$ .

Cualquier partícula que pase por el filtro es considerada disuelta y aquella que queda retenida es considerada en suspensión. La salinidad también está incluida como sólidos disueltos totales. Usualmente, es una parte fija de los sólidos disueltos que es considerada como salinidad (LIBANIO, 2008; PORTO et al, 1991).

En los estudios de control de contaminación de las aguas naturales, principalmente en los estudios de caracterización de cloacas sanitarias y de efluentes industriales, las determinaciones de los niveles de concentración de las diversas fracciones de sólidos resultan en un cuadro general de la distribución de las partículas con relación al tamaño (sólidos en suspensión y disueltos) y con relación a la naturaleza (fijos o minerales y volátiles u orgánicos). Este cuadro no es definitivo para entender el comportamiento del agua en cuestión, pero se constituye en una información preliminar importante.

Los sólidos en suspensión volátiles son utilizados en la caracterización de muestras

líquidas y sólidas para verificar la posibilidad de degradación anaeróbica de los sólidos en suspensión. Ha sido empleado para efluentes, lodos de estación de tratamiento de cloacas, y más recientemente, para estimar el contenido orgánico de sedimentos de fondo en cuerpos de agua (ver subpunto 4.2.11) (PORTO et al, 1991; VON SPERLING, 2005).

Debe ser destacado que, aunque la concentración de sólidos volátiles sea asociada a la presencia de compuestos orgánicos en el agua, no propicia ninguna información sobre la naturaleza específica de las diferentes moléculas orgánicas eventualmente presentes que, inclusive, inician el proceso de volatilización en temperaturas diferentes, siendo la gama comprendida entre 550-600°C una gama de referencia. Algunos compuestos orgánicos se volatilizan a partir de 250°C, mientras que otros exigen, por ejemplo, temperaturas superiores a 1000°C (COMPAÑÍA DE TECNOLOGÍA DE SANEAMIENTO AMBIENTAL, 2012).

### 4.2.7 Color

El color del agua es producido por la reflexión de la luz en partículas minúsculas, denominadas coloides, finamente dispersas, de origen predominantemente orgánico y dimensión inferior a 1µm. Es el parámetro responsable por la coloración en el agua. La descomposición de la materia orgánica (principalmente vegetales - ácidos húmicos y fúlvicos), el hierro y el manganeso son el origen natural de este parámetro. El origen antropogénico se debe a los residuos industriales y efluentes domésticos sin tratamiento (LIBANIO, 2008).

Existe una gran variedad de colores, que van desde el azul hasta el rojo, dependiendo de las sustancias químicas disueltas en el agua, de aquellas en suspensión, o del tipo de plancton existente en ella. Por ejemplo:

- Las algas azules dan un color verdoso al agua, y las diatomáceas un color amarillento o pardo amarillento;
- Lagos en regiones con roca cálcica presentan color verdoso;

- Lagos en regiones con rocas férricas tienen un color amarronado
- Los compuestos húmicos originados principalmente por la descomposición del material alóctono dan un color amarillento a los ríos y lagos.

Cuando de origen natural, no representa riesgo directo para la salud, pero los consumidores pueden cuestionar su confiabilidad. Además de ello, la cloración del agua que contiene la materia orgánica disuelta responsable por el color puede generar productos potencialmente cancerígenos (ej. cloroformo). Ya la de origen industrial, puede o no presentar toxicidad.

Desde el punto de vista limnológico, el agua presenta un color verdadero (o color específico), que es producido por sustancias en solución o materiales en estado coloidal. Para determinar el color verdadero del agua, esta debe ser filtrada o centrifugada, para liberarla de las fuentes que le dan el color aparente. El color verdadero es medido en unidades de color dadas por la escala de platino – cobalto, o escala de Hazen (APHA, 1999). La escala de colores varía desde un amarillo pálido hasta el marrón oscuro, y es hecha la comparación visual de la muestra con una solución de cloruro de cobalto y cloroplatinado de potasio (PORTO et al, 1991; LIBANIO, 2008).

El color aparente se debe al resultado de la acción de la luz sobre los materiales particulados en suspensión, junto con otros factores como el tipo de fondo o reflejos del cielo.

### **4.2.8 Conductividad**

La conductividad eléctrica, o conductancia específica, es una expresión numérica de la capacidad del agua de conducir corriente eléctrica. Este parámetro posee valores expresados en micro Siemens ( $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ) siendo determinada por la presencia de sustancias disueltas (aniones y cationes) en el agua que puedan conducir esta



corriente eléctrica, pero su valor, además de depender de la temperatura, también difiere para cada ión (ESTEVEES, 2011; SILVA et al, 2008).

El agua pura en el estado líquido posee conductividad eléctrica bien baja, apenas centésimos de  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ . A medida que crece la concentración iónica, la conductividad de la solución crece. Existe buena correlación entre valores de conductividad y concentración iónica de la solución para un único tipo de soluto (PORTO et al, 1991).

En aguas naturales, no se puede esperar que acontezca una relación directa entre conductividad y concentración de sólidos disueltos totales, porque las aguas naturales no son soluciones simples. Estas aguas contienen una amplia variedad de sustancias disociadas y no disociadas. La relación entre conductividad y sólidos disueltos totales solo será bien definida en agua natural de determinadas regiones donde existe una predominancia bien definida de un determinado ión, como en el caso de ríos que atraviesan algunas regiones de suelo salino (LIBANIO, 2008).

La conductividad eléctrica puede ser influenciada también por el volumen de lluvias. Con baja precipitación y predominancia de rocas magmáticas en la cuenca de drenaje, la composición del agua es, generalmente, determinada por productos de la exposición a la intemperie de estas rocas. Con alta pluviosidad y predominancia de rocas sedimentarias, la composición iónica del agua es determinada por la composición de las rocas (ESTEVEES, 1998).

### **4.2.9 DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno)**

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) del agua es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la materia orgánica por descomposición microbiana aeróbica para una forma inorgánica estable. La DBO es normalmente considerada como la cantidad de oxígeno consumido durante un determinado período de tiempo, a una temperatura de incubación específica. Un período de tiempo de 5 días en una

temperatura de incubación de 20°C es frecuentemente usado y referido como  $DBO_{5,20}$  (COMPAÑÍA DE TECNOLOGÍA DE SANEAMIENTO AMBIENTAL, 2012; DERISIO, 2007).

La DBO es un parámetro de fundamental importancia en la caracterización del grado de contaminación de un cuerpo de agua. En otras palabras, es una prueba que permite conocer la cantidad de materia orgánica presente en un cuerpo de agua a través de una serie de mediciones de oxígeno en una muestra contenida en frasco sellado de cambios gaseosos.

La determinación de la DBO se realiza a partir de la diferencia en la concentración de oxígeno disuelto en una muestra de agua a través de un período de 5 días y a temperatura de 20°C y la oxidación requiere la interferencia de bacterias (LIBANIO, 2008; VON SPERLING, 2005). Muchos factores pueden interferir en la determinación de la DBO, como la proporción entre orgánicos solubles y particulados, entre sólidos en suspensión y sedimentables, oxidación de iones de hierro, de componentes sulfatados y de formas reducidas de nitrógeno (nitrógeno orgánico y amoníaco) (APHA, 1999).

En el campo del tratamiento de efluentes cloacales, la DBO es un parámetro importante en el control de las eficiencias de las estaciones, tanto de tratamientos biológicos aeróbicos y anaeróbicos, como físico-químicos (aunque de hecho ocurra demanda de oxígeno solo en los procesos aeróbicos, la demanda “potencial” puede ser medida a la entrada y a la salida de cualquier tipo de tratamiento).

La carga de DBO es expresada en Kg./día y de ella resultan las principales características del sistema de tratamiento de efluentes, como áreas y volúmenes de tanques, potencias de aireadores etc. La carga de DBO es producto del caudal del efluente por la concentración de DBO. Por ejemplo, en una industria ya existente, en que se pretenda instalar un sistema de tratamiento, se puede establecer un programa de mediciones de caudal y de análisis de DBO para la obtención de la

carga. El mismo puede ser hecho en un sistema de cloacas sanitarias ya implantadas (COMPAÑÍA DE TECNOLOGÍA DE SANEAMIENTO AMBIENTAL, 2012).

### 4.2.10 DQO (Demanda Química de Oxígeno)

Es la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación de la materia orgánica de una muestra por medio de un agente químico, como el dicromato de potasio. Los valores de la DQO normalmente son mayores que los de la  $DBO_{5,20}$ , siendo el test realizado en un plazo menor. El aumento de la concentración de DQO en un cuerpo de agua se debe principalmente a vertidos de origen industrial. La determinación es hecha por titulación química y el resultado es obtenido en 3 horas.

De esta forma, si una muestra de agua natural presenta DBO de 10 mg/L indica que serán necesarios 10 mg de oxígeno disuelto para estabilizar, en un período de 5 días, a 20°C, la cantidad de materia orgánica biodegradable contenida en 1 L de muestra (DERISIO, 2007; LIBANIO, 2008).

La DQO es un parámetro indispensable en los estudios de caracterización de efluentes sanitarios y de efluentes industriales. La DQO es muy útil cuando es utilizada en conjunto con la DBO para observar la biodegradabilidad de vertidos. Como en la DBO se mide apenas la fracción biodegradable, cuanto más este valor se aproxima a la DQO significa que más biodegradable será el efluente. Es común aplicarse tratamientos biológicos para efluentes con relaciones  $DQO/DBO_{5,20}$  de 3/1, por ejemplo.

La DQO ha demostrado ser un parámetro bastante eficiente en el control de sistemas de tratamientos anaeróbicos de efluentes sanitarios e industriales. Otro uso importante de la DQO es el pronóstico de las diluciones de las muestras en el análisis de DBO. Como el valor de la DQO es superior y el resultado puede ser obtenido en el mismo día de la recolección, esta variable podrá ser utilizada para

guiar las diluciones.

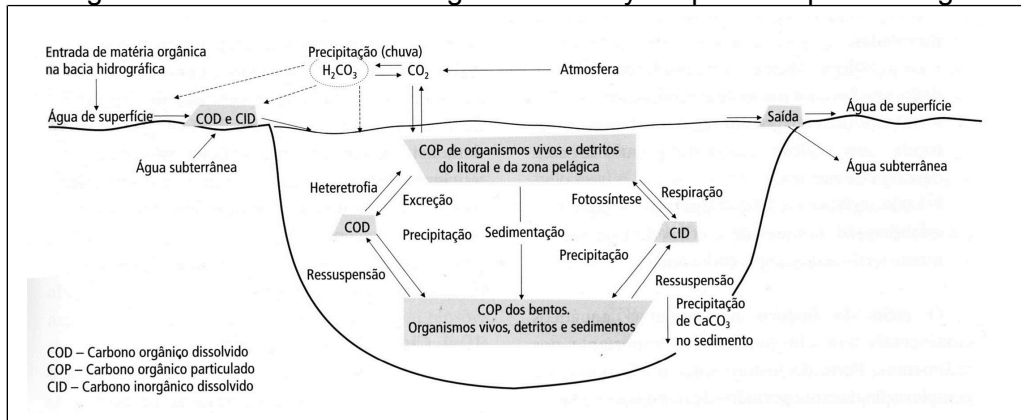
Sin embargo, se debe observar que la relación DQO/DBO<sub>5,20</sub> es diferente para los diversos efluentes y que, para un mismo efluente, la relación se altera mediante tratamiento, especialmente el biológico. De esta forma, un efluente bruto que presente relación DQO/DBO<sub>5,20</sub> igual a 3/1, podrá, por ejemplo, presentar relación del orden de 10/1 luego del tratamiento biológico, que actúa en mayor extensión sobre DBO<sub>5,20</sub> (DERISIO, 2007, COMPAÑÍA DE TECNOLOGÍA DE SANEAMIENTO AMBIENTAL, 2012).

### **4.2.11 COT (Carbono Orgánico Total)**

El carbono es un elemento utilizado en grandes cantidades por los organismos fotosintetizantes y, por tanto, es considerado fundamental en el ciclo biogeoquímico de las aguas naturales. El COT es considerado un parámetro directo, ya que teóricamente abarca todos los componentes orgánicos de una muestra, independiente de su estado de oxidación.

Como uno de los indicadores de la concentración de materia orgánica en las aguas naturales, el carbono orgánico total (COT) se divide en fracciones referentes a las partes disueltas o particuladas. Se determina la fracción disuelta (COD) al filtrar la muestra de agua en membrana de 0,45 µm, con la porción retenida constituyendo el carbono orgánico particulado (COP) (ESTEVEZ, 2011).

Figura 20 - Ciclo del carbono generalizado y simplificado para un lago.



Fuente: Tundisi & Matsumura Tundisi (2011).

La mayor o menor prevalencia de la porción referente al COD es resultado del origen del agua natural. En aguas superficiales, el tenor de COT varía de 1 a 20 mg/L, elevándose hasta 1000 mg/L en las aguas residuales. Por tanto, alteraciones significativas de ese parámetro se constituyen en un indicativo de nuevas fuentes contaminantes y guía de los análisis a ser realizados, tales como color verdadero, clorofila-a fósforo total, etc.

El COT en la forma disuelta contribuye de forma preponderante para el desarrollo del fitoplancton en la columna de agua. Además de insertarse en la cadena trófica de bacterias y algas, el COT actúa también en el proceso de fotosíntesis, por intermedio de la interferencia en la penetración de las radiaciones solares en los cuerpos de agua (LIBANIO, 2008).

## 4.2.12 Dureza

La dureza indica la concentración de cationes multivalentes en solución en el agua, principalmente de calcio ( $Ca^{+2}$ ) y magnesio ( $Mg^{+2}$ ), y, en menor proporción, aluminio ( $Al^{+3}$ ), hierro ( $Fe^{+2}$ ), manganeso ( $Mn^{+2}$ ) y estroncio ( $Sr^{+2}$ ). La dureza puede ser clasificada como dureza carbonato y dureza no carbonato, dependiendo del anión con el cual está asociado.

La primera sensible al calor, precipitando el carbonato con el aumento significativo de la temperatura – esto suele darse, por ejemplo, cuando el agua atraviesa la resistencia de las duchas domésticas – y por esta razón recibe la denominación de dureza no permanente. La dureza carbonato corresponde a la alcalinidad, estando por tanto, en condiciones de indicar la capacidad de taponamiento del agua natural (LIBANIO, 2008).

La dureza es expresada en mg/L de equivalente en carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) y, en función de ese parámetro, el agua puede ser clasificada en (VON SPERLING, 2005):

Suave o blanda:  $< 50$  mg/L de  $\text{CaCO}_3$

Dureza moderada: entre 50 y 150 mg/L de  $\text{CaCO}_3$

Dura: entre 150 y 300 mg/L de  $\text{CaCO}_3$

Muy dura:  $> 300$  mg/L de  $\text{CaCO}_3$

Con relación a esta clasificación, cabe resaltar que el estándar de potabilidad en Brasil establece 500 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ .

### 4.2.13 Hierro y Manganeseo

Ambos metales se originan en la disolución de compuestos de rocas y suelos. El hierro es un elemento de particular interés para la vida en el agua. En primer lugar, constituye el elemento esencial para la síntesis de los pigmentos respiratorios de muchos animales (la hemoglobina); también forma parte de numerosas enzimas como la peroxidasis, catalasis, etc. El hierro también es esencial para la fotosíntesis ya que forma parte al menos de 2 citocromos que transfieren electrones durante este proceso.

El hierro existe en las aguas bajo la forma de bicarbonato soluble. Cuando, no obstante, el agua es enriquecida en oxígeno, el carbonato ferroso es transformado

en hidróxido ferroso que es insoluble y se precipita (LIBANIO, 2008).

El hierro es comúnmente encontrado en aguas naturales superficiales y subterráneas, presentándose en las formas insoluble ( $\text{Fe}^{+3}$ ) y disuelta ( $\text{Fe}^{+2}$ ). Aunque menos abundante y, cuando presente, asociado al hierro, el manganeso también se presenta en la forma insoluble ( $\text{Mn}^{+4}$ ) y disuelta ( $\text{Mn}^{+2}$ ).

Las concentraciones de estas dos formas, en el medio, dependen de varios factores ambientales, siendo el pH, temperatura y potencial redox los más importantes. En pH por debajo de 7,5, bajas concentraciones de oxígeno y bajo potencial redox, ocurre la reducción de  $\text{Fe}^{+3}$  a  $\text{Fe}^{+2}$  (ESTEVEZ, 2011).

El hierro, y también el manganeso, pueden constituir un factor limitante para la vida de ciertas bacterias que lo utilizan como material oxidable, transformando el carbonato ferroso en férrico. Para otros organismos acuáticos, sobre todo vegetales, él es un elemento esencial. Existe un antagonismo entre hierro y manganeso, esto es, las algas, para su máxima productividad, necesitan concentraciones bajas de hierro. Sin embargo, pasan a necesitar cantidades mucho mayores, cuando es elevada la concentración de manganeso.

Los sólidos en suspensión o disueltos son la forma del constituyente responsable. La disolución de compuestos del suelo es el origen natural para estos componentes, y los efluentes industriales, son de origen antropogénico. Estos componentes tienen poco significado sanitario, en las concentraciones encontradas usualmente en las aguas naturales. En pequeñas concentraciones causan problemas de color en el agua. En ciertas concentraciones, pueden producir sabor y olor, y también manchar ropas cuando son lavadas (LIBANIO, 2008).

#### **4.2.14 Cloruros**

Todas las aguas naturales, en mayor o menor escala, contienen iones resultantes de

la disolución de minerales. Los cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) son provenientes de la disolución de sales (Ej.: cloruro de sodio). Los sólidos disueltos son la forma del constituyente responsable. Los orígenes naturales de los cloruros son: la disolución de minerales y la intrusión de aguas salinas, antropogénicas cuando hay efluentes domésticos e industriales.

Los ríos que poseen altas concentraciones de materia orgánica incrementan considerablemente los valores del cloruro debido a los excrementos humanos, principalmente la orina. En determinadas concentraciones los cloruros imprimen un sabor salado al agua. La utilización de ácido ascórbico (vitamina C) ha sido considerada para la remoción de cloruro en efluentes domésticos tratados, por ser éste, nocivo incluso en concentraciones del orden de 0,01 mg/L para algunas especies de peces (Ej. truchas y salmones) (LIBANIO, 2008).

### **4.2.15 Elementos trazo**

Elemento trazo son elementos químicos que ocurren en la naturaleza, de un modo general, en pequeñas concentraciones, del orden de partes por mil millones (ppb) y partes por millón (ppm). Otras denominaciones para este grupo de elementos son frecuentemente encontradas en la literatura: “metales pesados”, “metales trazos”, “micronutrientes”, etc. La denominación más aceptada actualmente es la de elemento trazo, debido a la no distinción entre metal y no-metal y a su incidencia en bajas concentraciones. El término “metal pesado”, aunque muy utilizado, no tiene ningún fundamento químico, dado que algunos elementos considerados como tales, ni siquiera son metales (ESTEVEZ, 2011).

Algunos elementos trazo como: Mg, Fe (descritos anteriormente), Zn, Mn, Cu, Co, Mo, y B son esenciales para los seres vivos, aunque en pequeñas concentraciones, y desempeñan un importante papel en el metabolismo de los organismos acuáticos, dado que participan de gran parte de los procesos fisiológicos, como: fotosíntesis, cadena respiratoria o fijación de nitrógeno. Otros elementos trazo como Hg, Pb, Cd,



Ag, Cr, Ni y Sn, no obstante, no tienen función biológica conocida y son generalmente tóxicos a una gran variedad de organismos. Aún aquellos elementos con función biológica definida pueden, cuando en grandes concentraciones, presentar alta toxicidad para los organismos vegetales y animales.

En términos de ecosistemas acuáticos, los elementos trazo poseen gran importancia, ya que forman parte en varios procesos en el metabolismo de estos ecosistemas. Entre estos, se destaca la precipitación de la materia orgánica disuelta, lo que mejora las condiciones ópticas de la columna de agua, influenciando positivamente sobre la producción fitoplanctónica (ESTEVEZ, 2011; PORTO et al, 1991).

Las principales fuentes de elemento trazo para el ambiente acuático continental son la exposición a la intemperie de rocas y la erosión de suelos ricos en estos materiales. Más recientemente otras fuentes de elementos trazo han asumido suma importancia: actividades industriales, a través de afluentes sólidos que son vertidos directamente a la atmósfera y líquidos que son lanzados en pequeños arroyos o directamente a ríos y lagos; actividades de minería; efluentes domésticos y aguas superficiales provenientes de áreas cultivadas con abonos químicos y principalmente de aquellos donde son utilizados defensivos agrícolas (ESTEVEZ, 2011).

Algunos elementos trazo son sustancias altamente tóxicas y no son compatibles con la mayoría de los tratamientos biológicos de efluentes existentes. De esta forma, efluentes que contienen estos metales no deben ser descartados en la red pública, para tratamiento en conjunto con los efluentes domésticos. Las principales fuentes de contaminación por metales pesados son los efluentes industriales, de minería y de los cultivos (AGUIAR et al, 2002).

A través de las cadenas alimentarias, los elementos trazo son distribuidos por la biota del ambiente acuático. De esta manera pueden alcanzar poblaciones humanas, que debido al efecto acumulativo, son las más castigadas por las

consecuencias de la contaminación. Tragedias ecológicas causadas por elementos trazo son informadas casi diariamente a través de los medios de comunicación. Constituye un ejemplo emblemático la contaminación por mercurio ocurrida en la bahía de Minamata en Japón en la década de 1950, que resultó en la muerte y daños neurológicos para muchas personas. En aquella ocasión, efluentes de una industria eran vertidos directamente al mar y se verificó un progresivo aumento en la concentración de mercurio – en la forma orgánica (metilmercurio) – en la biomasa de los peces y de los habitantes de la región a través de la bioacumulación (LIBANIO, 2008; ESTEVES, 2011).

### **4.3 Variables Biológicas**

El monitoreo de las variables biológicas constituye una herramienta muy importante para la evaluación continua de la calidad del agua en embalses. El uso de bioindicadores ha sido corriente en la evaluación de impactos ambientales provocados por la mala administración del ambiente, ya que animales, plantas, microorganismos y sus complejas interacciones con el medio ambiente responden de manera diferenciada a las modificaciones del paisaje, produciendo informaciones, que no sólo indican la presencia de contaminantes, sino también cómo estos interactúan con la naturaleza, proporcionando una mejor indicación de sus impactos en la calidad de los ecosistemas (SOUZA, 2001).

Muchos organismos complementan las informaciones sobre calidad de las aguas, especialmente para la evaluación de impactos ambientales derivados de descargas puntuales de efluentes domésticos y efluentes industriales. Ambientes fuertemente impactados muestran pocas especies que, si estuvieren bien adaptadas, pueden exhibir un óptimo desarrollo; y el monitoreo de estaciones aguas arriba y aguas abajo de la fuente contaminante, puede identificar las consecuencias ambientales para la calidad de agua y salud del ecosistema acuático (MATSUMARA TUNDISI, 1999). La presencia o ausencia de ciertas especies sirve como indicador de la calidad del agua, además de favorecer, a través de la manipulación de la cadena

alimentaria, la recuperación de ecosistemas acuáticos (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

Hay indicadores biológicos para diferentes estados de los ambientes, tanto naturales como artificiales, sobre todo cuando consideramos la respuesta de especies individuales o incluso de la estructura de diferentes ensambles para las variaciones ambientales (JÚLIO-JÚNIOR et al, 2005).

### 4.3.1 Fitoplancton

El fitoplancton está compuesto por un grupo diverso y polifilético (grupo que no incluye el ancestral común) de organismos procariontes y eucariontes fotoautótrofos portadores de clorofila. Estos organismos no presentan locomoción suficiente para contraponerse al movimiento de las masas de agua.

Una amplia variedad de formas y tamaño es observada para el fitoplancton. Las algas con medidas que varían de 2 a 20  $\mu\text{m}$ , componen el nanofitoplancton y, las de 20 a 200 $\mu\text{m}$ , el microfitoplancton. Sin embargo, puede haber especies mayores. Las principales Clases de fitoplancton comunes en los diferentes ecosistemas acuáticos son enumeradas en el Cuadro 4.

Cuadro 4 - Clasificación de las algas comunes en ecosistemas acuáticos de acuerdo con su Clase.

Clase	Hábitat	Morfología	Composición de la pared celular	Ejemplos
Bacillariophyceae	Océanos, lagos, estuarios; planctónicas o viviendo en substratos	Unicelulares o coloniales; microscópicas	Silicio	<i>Aulacoseira itálica</i> <i>Aulacoseira granulata</i>
Chlorophyceae	Lagos, ríos, estuarios; planctónicas o viviendo en substratos	Microscópicas o visibles; filamentosas; coloniales unicelulares; algunas flageladas	Celulosa	<i>Tetraedron triangulare</i> <i>Chlorella vulgaris</i>

## Calidad de Agua en Embalses

Dinophyceae	Océanos, lagos, estuarios; planctónicas	Microscópicas; unicelulares o coloniales; todas con flagelos	Celulosa y con silicio	<i>Sphaerodinium cinctum</i> <i>Durinskia báltica</i>
Cyanophyceae	Lagos y océanos; planctónicas o viviendo en substratos	Microscópicas o visibles; generalmente filamentosas	Mucopéptidos -aminoazúcar -aminoácidos	<i>Microcystis wesenbergii</i> <i>Anabaena spiroides</i>
Chrysophyceae	Lagos, ríos, océanos	Microscópicas; unicelulares o coloniales flageladas	Pectina o en algas; géneros silicios o celulosa	<i>Sphaeromantis ochracea</i> <i>Rhipidodendron huxleyi</i>
Cryptophyceae	Lagos, planctónicas	Microscópicas; unicelulares; flageladas	celulosa	<i>Chroomonas nordstedtii</i> <i>Rhodomonas lacustris</i>
Euglenophyceae	Lagos, tanques rasos; planctónicas	Microscópicas; unicelulares; flageladas	Película de proteína	<i>Gyropaigne brasiliensis</i> <i>Rhabdomonas incurva</i>
Florideophyceae	Océanos, estuarios, lagos, riachos y ríos; viviendo en el substrato	Microscópicas o visibles	Celulosa + gels	<i>Paralemanea annulata</i> <i>Bostrychia moritziana</i>
Phaeophyceae	Océanos, estuarios; viviendo en el substrato o flotantes	Visibles	Celulosa + gels	<i>Fucus</i> sp.

Fuente: Tundisi & Matsumura Tundisi, (2008).

A pesar que las células fitoplanctónicas son microscópicas, su densidad es levemente superior a la del agua y, por este motivo, desarrollaron mecanismos de adaptación para permanecer por más tiempo en la columna de agua. Aún después de hundirse, las células logran sobrevivir en la oscuridad. Muchas algas planctónicas pueden moverse por medio de flagelos o por deslizamiento, cuando próximas a un substrato, lo que confiere cierta ventaja con relación a la radiación solar subacuática recibida y la concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

La existencia de diferentes tipos de clorofila y pigmentos permite que el aparato fotosintético absorba la luz en el espectro visible comprendido entre 400nm y 700nm. La actividad fotosintética produce el oxígeno que oxida la atmósfera del Planeta y fija

el CO<sub>2</sub> de la atmósfera y del agua, siendo considerado un importante sumidero de carbono (FERNANDES et al. 2005).

Estos organismos representan la base de muchas cadenas alimentarias y son responsables por más de 45% de la producción primaria del Planeta. Muchas especies presentan rápido crecimiento en un corto intervalo de tiempo en condiciones que son favorables, originando floraciones (“bloom en Inglés). La biomasa fitoplanctónica en embalses depende de factores físicos, químicos y biológicos, que, a su vez, están sujetos a la acción de los pulsos producidos por el sistema, los cuales pueden ser de origen natural (viento, precipitación e influjo del río) o antropogénico (aporte de nutrientes y salida del agua derivada de los múltiples usos (STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

La variación espacio-temporal del fitoplancton en los ecosistemas acuáticos, como citado anteriormente, responde a oscilaciones de las variables ambientales. En lagos de la región templada, donde las condiciones climáticas son más regulares, la variación del fitoplancton evidencia una constancia en su periodicidad. Por otro lado, en los trópicos esta periodicidad no es uniforme y la ocurrencia de fluctuaciones asociadas a las estaciones del año (fluctuaciones estacionales), no son muy evidentes (ESTEVEES, 2011).

La distribución vertical de la comunidad fitoplanctónica en la columna del agua es influenciada por la composición química del medio, “seiches” internos (ondas en lagos estratificados), tasa de renovación del agua, radiación solar y temperatura del agua. La distribución horizontal también es influenciada por factores que pueden actuar aisladamente o en conjunto.

De acuerdo con George & Heavey (1978, apud Esteves, 2011), dos factores que influyen sobre la distribución horizontal del fitoplancton deben ser considerados: a) factores puntuales que provocan alteraciones en la tasa de crecimiento de la población (nutrientes, herbivoría y diferencias de temperatura) y; b) factores

responsables por la dispersión de las poblaciones en el lago (vientos y corrientes).

Entre estas Clases, merece ser destacada por su interés ecológico, evolutivo y bioquímico, la Cyanophyceae o “algas azules”, las cuales presentan afinidades con la organización procariótica de las células de bacterias (denominados cianobacterias). Las cianobacterias o cianofíceas (algas azules) son microorganismos aeróbicos fotoautotróficos. Sus procesos vitales requieren solamente agua, dióxido de carbono, sustancias inorgánicas y luz. La fotosíntesis es su principal modo de obtención de energía para el metabolismo.

Las cianobacterias se encuentran entre los organismos pioneros en el Planeta, siendo probablemente los primeros productores primarios de materia orgánica en liberar oxígeno elemental a la atmósfera primitiva (AZEVEDO, 1998). Las estrategias de adaptación para asimilar compuestos orgánicos de bajo peso molecular y subsistir a partir de los mismos sin la presencia de luz, entre otras, explican su dominancia en ambientes acuáticos eutrofizados (FERNANDES et al. 2005) (Figura 19).

Las cianobacterias han sido estudiadas en el ramo alimenticio, farmacéutico y agrícola por su alto valor nutritivo, posible potencial farmacológico y por la influencia que ejercen sobre la fertilidad de suelos y aguas. Sin embargo, algunas especies de cianobacterias tienen la capacidad de producir metabolitos secundarios (compuestos orgánicos que no están directamente involucrados en los procesos de crecimiento, desarrollo y reproducción de los organismos) que dan gusto y olor desagradables al agua, además de poderosas toxinas (llamadas cianotoxinas).

De allí su principal interés y estudios sobre los impactos en el medio ambiente y en la salud. En Brasil, entre los géneros potencialmente nocivos, se destacan *Microcystis*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* y *Aphanocapsa* (CALIJURI, 2006). Las cianotoxinas son clasificadas, de acuerdo con sus mecanismos de acción, en tres grupos: neurotoxinas, hepatoxinas y



dermatoxinas. Las neurotoxinas actúan en el sistema nervioso y presentan tres tipos de toxinas: a) anatoxina-a; b) anatoxina-a(s); y c) saxitoxinas. Las hepatoxinas alcanzan los hepatocitos y tienen una acción más lenta, pudiendo causar la muerte. Las dermatoxinas actúan en la piel y pueden causar irritaciones cutáneas.

Figura 21 - Floración de cianobacterias en un embalse eutrofizado.



Fuente: Serafim-Junior et al. (2005).

### 4.3.2 Clorofila-a

La clorofila-a es el pigmento fotosintético presente en todos los organismos fitoplanctónicos, tanto en los eucariontes como en los procariontes como las cianobacterias. Este pigmento es esencial para la producción de oxígeno por la fotosíntesis de estos organismos. El conocimiento de su concentración puede dar indicaciones de la biomasa, de la productividad y estado fisiológico del fitoplancton, conforme establecido en protocolos de investigación y legislación específica, como la Resolución N° 357/2005 del CONAMA.

La clorofila también es precursora de bacteria-clorofilas, que son compuestos

importantes para varias bacterias fotosintéticas. En virtud de estos hechos resulta el alto interés por estudios de este compuesto y sus derivados. No obstante, debido a la insolubilidad de la clorofila en agua, la mayoría de las investigaciones es efectuada utilizando una mixtura de agua con solvente orgánico adecuado (MOREIRA et al, 2010).

El conocimiento del proceso de fotosíntesis, esto es, de todo el proceso de transformación de la energía solar en energía química en la reacción de la fotosíntesis de bacterias, algas y plantas superiores, aún representa un verdadero desafío, tanto desde el punto de vista teórico como experimental. Entre las clorofilas encontradas en la naturaleza, la clorofila-a es la más frecuente y tiene un papel fundamental como donadora de electrones en las reacciones fotoquímicas de fotosíntesis oxigénica, en las cuales dos tipos de fotosistemas, tipo I (PSI) y tipo II (PSII), trabajan cooperativamente sobre el flujo de electrones del agua para la enzima  $\text{NADP}^+$  (Fosfato de dinucleótido de nicotinamida y adenina). El cofactor reducido, NADPH, es entonces utilizado para la fijación del  $\text{CO}_2$ . (MOREIRA et al, 2010).

La determinación de la clorofila-a se da a partir de la filtración de un volumen conocido de muestras sobre filtros especiales y la extracción es hecha mediante solventes orgánicos como acetona, metanol o éter. Frecuentemente, se determina la concentración de las clorofilas a, b, c y feopigmentos (productos de degradación de la clorofila) en la misma solución a través de la medición de largos de ondas específicos. Los equipamientos más utilizados son los fluorímetros y los espectrofotómetros (ESTEVEZ, 2011).

### **4.3.3 Zooplancton**

En la gran mayoría de los ecosistemas acuáticos el zooplancton está compuesto por un conjunto de organismos del microzooplancton (protozoarios y rotíferos) y del mesozooplancton (cladóceros y copépodos). El macrozooplancton (larvas de



insectos y crustáceos “misidáceos”) ocurre en algunas represas o tanques (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008) (Figura 29). Estos organismos desempeñan un rol primordial en el flujo de energía en los diferentes niveles tróficos, constituyendo un importante componente de la producción secundaria de los sistemas acuáticos. (SERAFIM-JUNIOR, 2011). La alta tasa de reproducción y crecimiento de estos organismos hace que respondan rápidamente a alteraciones en las condiciones físico-químicas del agua. De este modo, estudios sobre composición y abundancia del zooplancton constituyen una herramienta importante para el monitoreo de la calidad ambiental de las cuencas hidrográficas (MATSUMURA TUNDISI, 1999).

Figura 22 - Principales grupos zooplanctónicos de ecosistemas acuáticos continentales: a) protozoarios (Tecameba); b) rotíferos; c) cladóceros; y d) copépodos.



Fuente: Serafim-Junior et al. (2011).

En ecosistemas lóticos, el zooplancton presenta un número reducido de especies y baja biomasa, con predominancia de formas de tamaño pequeño, como protozoarios, rotíferos, cladóceros pertenecientes a la familia Chydoridae y etapas larvales de copépodos (náuplios) (SERAFIM-JÚNIOR et al. 2003).

Los factores que interfieren en la estructura y dinámica del zooplancton en sistemas lóticos, generalmente, inciden en dos categorías: (i) factores que afectan la deriva de estos organismos de áreas de remansos, canales laterales, lagunas marginales y represas (donde son desarrolladas grandes poblaciones); y (ii) factores que afectan su crecimiento y reproducción (por ejemplo, la alta carga de sedimento transportada por el río puede inhibir la producción fitoplanctónica y reducir la disponibilidad de recursos para el zooplancton) (SERAFIM-JÚNIOR et al., 2003).

En embalses la estructura de la comunidad zooplanctónica es influenciada por factores abióticos, tales como características morfométricas e hidrológicas de la cuenca de drenaje, regímenes termales y químicos además de factores bióticos relacionados con los procesos de colonización, selección e interacción de especies (LOPES et al., 1997). Asimismo, otras funciones de fuerza, como alteraciones climatológicas y el tiempo de residencia del agua, pueden interferir en la estructura y dinámica de esta comunidad en embalses (TUNDISI et al., 1991).

Muchos estudios han demostrado que modificaciones en la estructura y dinámica de la comunidad zooplanctónica provocan alteraciones en toda la cadena trófica del embalse (ROCHA et al., 1995; URABE et al., 1995). Luego de la formación del embalse, la sucesión de especies zooplanctónicas es evidenciada durante la colonización. Especies “*r*” estrategias (oportunistas), como protozoarios y rotíferos, son las primeras en colonizar el nuevo ambiente, seguidas por especies “*K*” estrategias (selectivas), como copépodos calanoides (ROCHA et al., 1999). De modo general, estos organismos son favorecidos en estas condiciones, estableciendo

ensambles en un corto período de tiempo luego del represamiento.

### **4.3.4 Macroinvertebrados bentónicos**

Entre los componentes bióticos que conforman un sistema acuático, los macroinvertebrados bentónicos son los más utilizados en biomonitoreo por presentar características especiales para desplazarse libremente o permanecer fijos en el substrato (consultar Unidad 3). Estos organismos, así como el zooplancton, desempeñan un papel importante en el flujo de energía y ciclo de nutrientes - es un eslabón esencial entre las cadenas alimentarias de detritos y de herbivoría (BRANDIMARTE, 1999).

El conjunto que compone la fauna bentónica es muy diverso, incluyendo herbívoros, detritívoros y predadores. La comunidad es representada por insectos, anélidos, moluscos y crustáceos. Los insectos son dominantes en ríos y riachos, y los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera y Odonata constituyen el mayor porcentaje de la biomasa. El ciclo de vida, en el caso de los insectos, incluye tres o cuatro fases (huevos, ninfas y adultos o huevos, larvas, pupa y adultos) (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

## Calidad de Agua en Embalses

Figura 23 - Larvas de insectos frecuentes en la fauna bentónica: a) Orden Ephemeroptera; b) Orden Diptera; c) Orden Odonata; y d) Orden Plecoptera.



Fuente: (a, b, d) Universidad Estatal de California (2012); (c) Choong (2010).

La mayoría de los macroinvertebrados bentónicos es detritívora, filtrando sedimentos y materia orgánica en suspensión o alimentándose de detritos. Algunas especies son

carnívoras y predadoras; otras son herbívoras (como algunos moluscos) (MARGALEF, 1983).

En lagos, los organismos bentónicos se clasifican en bentos litoral y bentos profundo. La zona litoral está más expuesta a extensas variaciones diurnas de intensidad luminosa, temperatura y corrientes, además de presentar oscilaciones en las concentraciones de oxígeno disuelto.

En este compartimiento es esperada una alta diversidad debido a la presencia de macrófitas que promueven una rica heterogeneidad espacial y los detritos son importantes fuente de alimento. La zona profunda es más estable en relación a las variables físico-químicas, excepto en los períodos de estratificación en lagos eutróficos (consultar el Capítulo 3 de esta Unidad), cuando el hipolimnio se presenta anóxico.

En embalses, varios factores afectan la distribución y la composición de los invertebrados bentónicos: concentración de materia orgánica en el sedimento, oxígeno disuelto en el agua, fluctuaciones en el nivel y velocidad de las corrientes próximas al sedimento del fondo. Tiempo de retención, edad del embalse y posición de la represa en las cascadas de embalses también pueden influenciar en la biomasa y en la diversidad de la comunidad bentónica. Fluctuaciones de nivel y descargas intermitentes pueden afectar la fauna bentónica en embalses, reduciendo la diversidad y biomasa.

Estas fluctuaciones de nivel afectan también las poblaciones localizadas aguas abajo del embalse. Las descargas de fondo con alta turbidez tienen también un efecto extremadamente drástico en la reducción de la biomasa y la diversidad de invertebrados bentónicos localizados en los ríos aguas abajo de las represas (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

### **4.3.5 Ictiofauna**



La ictiofauna neotropical de aguas interiores es marcada por una gran diversidad de especies y estándares comportamentales. La mayoría de las especies pertenece al grupo Otophysi ( $\pm 90\%$ ). En este grupo están incluidos los representantes de los órdenes Characiformes (peces de escamas, Ej.: lambaris), con cerca de 1.200 especies; Siluriformes (peces de cuero o placas, Ej.: bagres y cascudos), con cerca de 1.300 especies y Gymnotiformes (tuiras), con aproximadamente 80 especies. A pesar que muchas especies aún son desconocidas, han sido influidas por las alteraciones promovidas en ambientes acuáticos continentales en las últimas décadas (principalmente con la introducción de especies exóticas, la construcción de represas y contaminación (AGOSTINHO et al. 2007).

Conforme presentado en el Capítulo 2, la construcción de represas provoca alteraciones severas en la hidrología local, alterando el continuo del río, transformándolo de un sistema lótico en intermedio. En el área de influencia del embalse, existe pérdida de lagunas marginales, canales, remansos, bañados y rápidos. Tales perturbaciones, aliadas a modificaciones en la disponibilidad de recursos alimentarios, terminan por reestructurar la composición de toda ictiofauna.

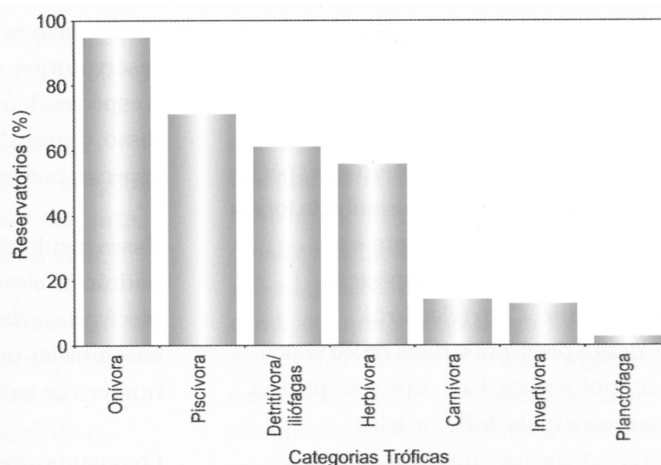
Las alteraciones más relevantes producidas en la ictiofauna por el represamiento del río inciden sobre las especies migratorias y endémicas, tanto aguas arriba cuanto aguas abajo. Luego del represamiento, la fauna de peces a establecerse es primariamente dependiente de la fauna preexistente en el área inundada.

Perturbaciones no cíclicas relacionadas con la operación de la represa contribuyen para la inestabilidad en la estructura de las comunidades, reduciendo la riqueza de especies y el tamaño de los stocks naturales (AGOSTINHO et. al. 1999). Otro evento que puede provocar cambios en la estructura de la comunidad ictíca, es la ausencia de oxígeno disuelto. En algunos embalses, luego del relleno la anoxia localizada puede resultar en la desaparición y mortalidad en gran escala de la (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Una vez formado el embalse, las adaptaciones y particularidades de cada especie determinarán cuáles serán exitosas en la exploración de nuevos hábitats. Las especies que persisten son generalmente capaces de completar todo su ciclo de vida en el embalse. Este grupo habita preferentemente las áreas litoráneas (profundidad < 2m), con presencia de macrófitas acuáticas, piedras, huesos sumergidos, además de otros substratos. Áreas profundas permanecen poco exploradas o inhabitadas, por la falta de especies adaptadas (AGOSTINHO et al., 2007).

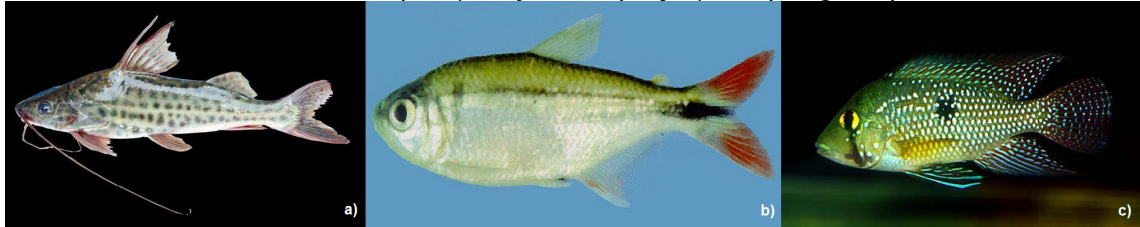
Los principales recursos consumidos en embalses son los de origen interno, autóctonos, como zooplancton, insectos, otros invertebrados acuáticos, detritos y peces. En términos de número de biomasa, prevalecen las especies que consumen estos recursos (AGOSTINHO & ZALEWSKI, 1995). Un inventario realizado por Agostinho et al. (2007) para 77 embalses brasileños, mostró que la categoría trófica de mayor incidencia, para la ictiofauna dominante, fue la de los omnívoros, con un lugar preponderante para las especies de los géneros *Astyanax*, *Geophagus* y *Pimelodus*.

Figura 24 – Incidencia de las diferentes categorías tróficas en el ensamble dominante de los 77 embalses analizados.



Fuente; Agostinho et al. (2007).

Figura 25 – Géneros de la ictiofauna dominante de omnívoros en 77 embalses brasileños. a) *Pimelodus* sp.; b) *Astyanax* sp.; y c) *Geophagus* sp



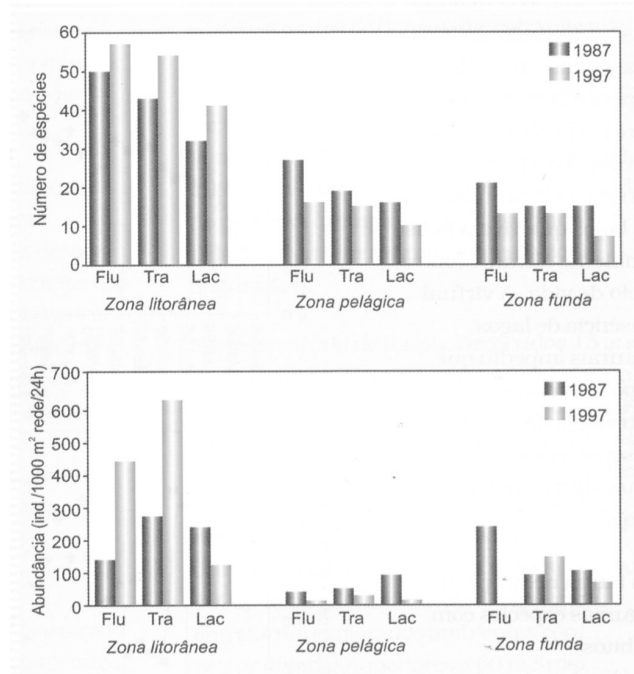
Fuente: Froese (1998, 2001, 2011).

En el proceso de ocupación y/o colonización de la ictiofauna en el embalse se distinguen los diferentes estratos longitudinales (Ver Capítulo 2 de esta Unidad). La zona fluvial que, en general, se localiza en el tercio superior del embalse, normalmente no presenta la mayor biomasa o densidad de peces. Por otro lado, la diversidad específica es la mayor entre las zonas del embalse, independiente del estrato transversal o vertical.

Según Agostinho et. al. (1999), transcurridos 14 años de la formación del embalse de Itaipu, 64 de las 67 especies fueron capturadas en la región con redes de espera en la región litoránea, y 22 y 20 especies en la pelágica y profunda, respectivamente.



Figura 26 – Variaciones espaciales y temporales en la diversidad específica y abundancia de peces en el embalse de Itaipu. Flu=fluvial; Tra=transición; Lac=lacustre.



Fuente: Agostinho et al. (2007).

La construcción de embalses actúa, por tanto, en aspectos fundamentales en la ecología de la ictiofauna:

- Sirve de barrera para el movimiento longitudinal de los peces, sea este un componente migratorio para áreas de alimentación o para reproducción;
- Provoca alteraciones en el régimen hidrológico del río, modificando la altura de las inundaciones e interfiriendo en los movimientos horizontales y transversales de los peces; con esto, provoca inundaciones o el resaca de lagunas marginales importantes para el desarrollo de juvenis;
- Las especies reofílicas (que necesitan del ambiente lótico para completar su ciclo de vida) desaparecen rápidamente o su población disminuye considerablemente en el embalse, sobrando aquellas adaptadas que aún pueden colonizar represas;

### 4.3.6 Macrófitas acuáticas (tipos ecológicos y su importancia)

Una de las primeras menciones del término macrófitas acuáticas fue propuesta por

Weaner & Clements (1938, apud Esteves, 1998), que las definieron de manera muy amplia: plantas herbáceas que crecen en el agua, en suelos cubiertos por agua o en suelos saturados con agua. Las macrófitas acuáticas presentan varias adaptaciones morfológicas y fisiológicas que las tornan considerablemente capaces de colonizar ambientes con diferentes características físicas y químicas (THOMAZ et al, 2005).

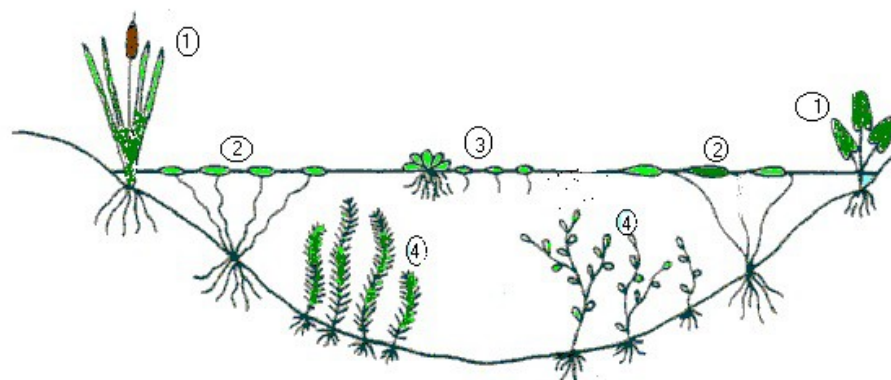
Estas plantas desempeñan importantes funciones en el mantenimiento del equilibrio natural de ambientes acuáticos. Tanto en los embalses como en lagos y ríos naturales, las macrófitas son responsables por la oxigenación, filtrado y remoción de nutrientes del agua, protección contra acción erosiva del agua en las márgenes y sirven de fuente de alimento y refugio para peces, aves y otros organismos. La influencia de las macrófitas acuáticas sobre el metabolismo de los ecosistemas acuáticos continentales ocurre, principalmente, a partir de los siguientes aspectos:

- A través de la reducción de la turbulencia del agua por las macrófitas, Se observa en la región litoránea el llamado efecto de “filtro”, que comprende la sedimentación de gran parte del material de origen alóctono;
- Las macrófitas acuáticas, en particular las enraizadas, son de fundamental importancia en el ciclo de nutrientes a través del llamado efecto de “bombeo”. Las raíces absorben los nutrientes de las partes profundas del sedimento, donde no estarían disponibles para las otras comunidades y los liberan posteriormente a la columna de agua por excreción o durante la descomposición de la biomasa;
- A través de la alta tasa de productividad primaria, en especial de las macrófitas emergentes, estos vegetales pueden constituirse en la principal comunidad productora de materia orgánica de todo el ecosistema;
- Las macrófitas acuáticas son de suma importancia en la cadena de herbivoria y detritívora que abarca muchas especies de animales, tanto acuáticos como terrestres. Además de esto, son utilizadas como substrato para el desove y como refugio por varios organismos;
- A través de la asociación de macrófitas acuáticas con bacterias y algas perifíticas fijadoras de nitrógeno, estos vegetales desempeñan un importante papel en la producción de nitrógeno asimilable. En consecuencia, en la mayoría de los ecosistemas acuáticos continentales, la región litoránea es el compartimiento con mayores tasas de fijación de nitrógeno

Dada la heterogeneidad filogenética y taxonómica de las macrófitas, estos vegetales son preferentemente clasificados en cuanto a su biótomo. Esta clasificación refleja, en primer lugar, el grado de adaptación de las macrófitas al medio acuático (ESTEVEZ, 2011). Los principales grupos de macrófitas acuáticas en cuanto a su biótomo, que son denominados genéricamente grupos ecológicos, son descritos a continuación y representados.

- Emergentes o emergidas: plantas enraizadas, pero con hojas por sobre la superficie del agua
- Flotantes enraizadas: plantas enraizadas con hojas flotando en la lámina de agua
- Flotantes libres: plantas que se desarrollan flotando libremente en el espejo de agua
- Sumergidas: plantas enraizadas o libres con hojas debajo de la lámina de agua

Figura 27 – Grupos ecológicos de macrófitas acuáticas: a) emergentes (marginales); b) fluctuantes enraizadas; c) fluctuantes libres; y d) sumergidas.



Fuente: Cavenaghi (2003).

El empleo de macrófitas acuáticas como alternativa para reducir la concentración de compuestos orgánicos, metales pesados, fosfato y compuestos nitrogenados, entre otros, está en boga. La biomasa de macrófitas acuáticas puede ser utilizada por el

ser humano de varias maneras, como se describe a continuación:

- Como fuente directa e indirecta de alimento. En el último caso, cuando animales cuyas macrófitas acuáticas participan de su cadena alimentaria son consumidos;
- Como fuente de materia prima para remedios, utensilios domésticos, construcción de casas, etc.;
- Como recreación y esparcimiento. Las macrófitas acuáticas como elemento natural del paisaje de las áreas inundables crean condiciones para la instalación de fauna diversificada, que incluye innumerables organismos; entre estos, varias especies de peces y aves, las cuales atraen turistas, pudiendo por ende, influir sobre la economía regional;
- La recolección de la biomasa de algunas especies de macrófitas puede ser una fuente de materia prima para la producción de biodiesel;
- El uso de macrófitas acuáticas es una alternativa para el tratamiento de los efluentes urbanos o industriales. Estos vegetales son utilizados en “wetlands” (áreas parcialmente anegadas o anegadas, planicies de inundación, por ejemplo) construidas o anegadas artificialmente y que presentan un importante papel en la retirada de nutrientes del efluente.

No obstante, los innumerables beneficios proporcionados por estas plantas comienzan a transformarse en problemas cuando ellas dejan de coexistir en equilibrio en los ecosistemas acuáticos (CAVENAGHI, 2003). A pesar de la importancia ecológica de las macrófitas acuáticas, varios embalses brasileños experimentan varios perjuicios derivados de la colonización excesiva de estos vegetales.

Entre las especies que más preocupan a los técnicos ambientales, se encuentran los fluctuantes libres *Eichhornia crassipes* y *Salvinia* spp. y las sumergidas *Egeria densa* y *E. najas*. Además de pérdidas ambientales (por ejemplo, reducción de la diversidad local y de la calidad del agua) y restricciones de las actividades de esparcimiento

(como pesca y deportes náuticos), el desplazamiento de grandes cantidades de biomasa puede comprometer la generación de energía, resultando en perjuicios económicos (THOMAZ et al, 2005).

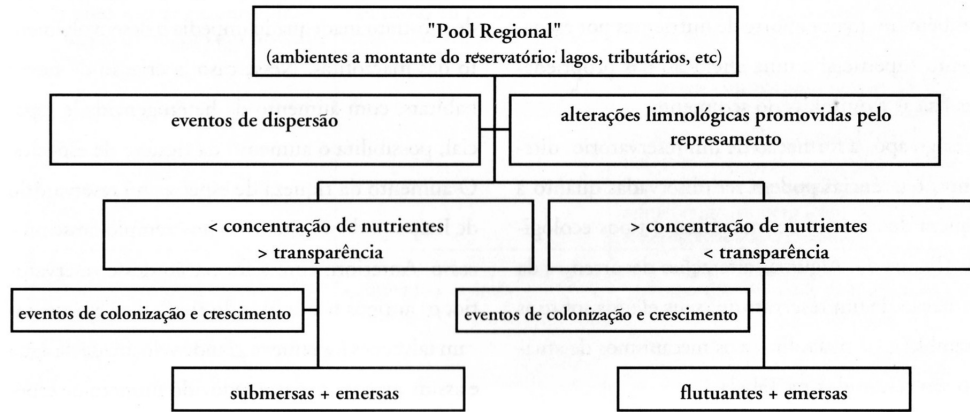
Otra preocupación se refiere a la bioinvasión de la macrófita *Hidrilla verticillata*. Esta es una especie sumergida enraizada nativa de Asia que fue detectada por primera vez en Brasil en 2005. En la cuenca del río Paraná, esta macrófita se dispersó rápidamente (cerca de 300 Km. en menos de dos años) y colonizó extensas áreas en un corto período de tiempo (THOMAZ et al. 2009).

Los embalses, por ser ecosistemas intermedios, en alguna fase de desarrollo usualmente son colonizados en mayor o menor grado por macrófitas acuáticas. El ritmo de colonización dependerá de las características morfométricas del embalse (ver Cap. 2 de esta Unidad), de factores físicos y químicos asociados a la columna de agua y al sedimento, y de procesos biológicos tales como el “pool” regional de especies, (mecanismos de dispersión y de interacciones interespecíficas) (THOMAZ & BINI, 1999).

Tras la formación de un embalse, diferentes tendencias pueden ser observadas en cuanto a la riqueza de especies y tipos ecológicos de macrófitas acuáticas (Figura 28). Cuando son creados hábitats favorables, se espera que la colonización y alteraciones de estructura de los ensambles de macrófitas sean correlacionadas con la edad del embalse. Las tendencias de largo plazo están más asociadas al estado trófico del embalse o de sus brazos en particular.

Es esperado un aumento para la riqueza de especies cuando el ambiente evoluciona de un estado oligotrófico hacia uno mesotrófico. No obstante, considerándose solamente las especies sumergidas, la tendencia opuesta puede ocurrir cuando el ambiente evoluciona hacia un estado eutrófico (THOMAZ & BINI, 1999).

Figura 28 – Tendencias hipotéticas de la estructura de los ensambles de macrófitas acuáticas observados inmediatamente después de la formación de un embalse.



Fuente: Thomaz & Bini (1999).

Algunas alteraciones derivadas de la formación de un embalse, sus efectos sobre las asambleas de macrófitas y los mecanismos de actuación son resumidos en el Cuadro 5. Inicialmente las macrófitas fluctuantes pueden crecer rápidamente, principalmente en embalses grandes que experimentan un acentuado desarrollo de este grupo ecológico. El desarrollo inicial de las especies fluctuantes está asociado al aumento de los aportes de nutrientes a partir del suelo inundado, de la descomposición del folleto acumulado y de la propia vegetación anegada (THOMAZ & BINI, 1999, 2003).

Cuadro 5 – Factores asociados a la formación de un embalse y sus posibles efectos sobre las comunidades de macrófitas acuáticas.

Factor	Efecto	Mecanismo
Anegamiento del ecosistema	Aumento de las áreas colonizadas y de la riqueza	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Aumento de las concentraciones de nutrientes</li> <li>✓ Aumento de la heterogeneidad espacial: ocurre cuando los lugares anegados eran pobres en recursos hídricos y ecótonos (áreas anegables, por ejemplo)</li> </ul>
	Reducción de las áreas colonizadas y de la riqueza	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ reducción de la heterogeneidad espacial; ocurre cuando los lugares anegados presentaban elevada riqueza de especies</li> </ul>
Reducción de la	Reducción del área colonizada	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Creación de áreas propicias para</li> </ul>

velocidad del agua	y de los trastornos sobre la biomasa	la fijación de macrófitas acuáticas
Aumento de la sedimentación	Aumento del área colonizada	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Aumento de nutrientes y materia orgánica del sedimento</li> <li>✓ Reducción del coeficiente de extinción luminosa</li> </ul>
Alteración del régimen hidrológico	Aumento o reducción de las áreas colonizadas y de la riqueza	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Grandes oscilaciones de los niveles hidrológicos impiden la colonización derivada del trastorno</li> <li>✓ Niveles estables posibilitan colonización, pero reducen la riqueza (la heterogeneidad de hábitats es reducida)</li> <li>Oscilaciones intermedias aumentan la riqueza (eleva la heterogeneidad de hábitats)</li> </ul>
Incremento de la regeneración de nutrientes (ciclo)	Aumento de las áreas colonizadas	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Mayor disponibilidad de nutrientes</li> </ul>

Fuente: Thomaz & Bini, (1999).

Según Thomaz & Bini (1999), la manipulación del hábitat (disminución del vertido de efluentes, manipulación de los niveles hidrológicos, etc.) que tornaría las dinámicas de las poblaciones locales sincronizadas (donde los eventos de extinción local ocurrirían simultáneamente), aparentemente, parece ser el método más apropiado para el control de macrófitas acuáticas en grandes áreas.

### 4.3.7 *Escherichia coli*

Las bacterias del grupo “coliforme” habitan normalmente el tracto intestinal de los endotérmicos (animales de sangre caliente), sirviendo, por tanto, como indicadores de la contaminación de una muestra de agua por heces. Como la mayoría de las patologías asociadas al agua – denominadas de circulación hídrica, tales como fiebre tifoidea, fiebre paratifoidea, disentería bacilar y cólera – son transmitidas por vía fecal, o sea, los organismos patógenos eliminados por las heces alcanzan el ambiente acuático, pudiendo contaminar a las personas que se abastecen de esta agua (LIBANIO, 2008).

No obstante, el grupo de los coliformes incluye bacterias no exclusivamente de origen fecal, pudiendo ocurrir naturalmente en el suelo, agua y plantas. Además de



esto, principalmente en climas tropicales, los coliformes presentan la capacidad de multiplicarse en el agua. Así, en la evaluación de la calidad de aguas naturales los coliformes totales tienen valor sanitario limitado, incluyendo la evaluación de fuentes individuales de abastecimiento.

Las bacterias del grupo “coliforme” presentan características importantes que justifican su empleo como indicadores microbiológicos de calidad del agua. La primera se refiere a la elevada cantidad eliminada diariamente por un individuo (de 1/3 a 1/5 del peso de las heces), culminando con concentración en los efluentes domésticos 10<sup>6</sup> a 10<sup>8</sup> organismos/mL. Así, se eleva la probabilidad de la detección de los coliformes en las muestras de agua bruta y la posibilidad de la presencia de patógenos asociados a ellos (LIBANIO, 2008).

Este grupo de bacterias, denominadas “termotolerantes”, por ser capaces de fermentar la lactosa a temperatura elevada (44,5 ± 0,2°C), por un plazo de 24 horas, engloba predominantemente el género *Escherichia* y, en menor cantidad, *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Enterobacter*, los dos últimos pasibles de ser aislados en ambientes no contaminados como aguas, suelos, plantas. Estos géneros representan porcentual variable entre 3 y 4% en las heces humanas y 3 a 8% en las heces de animales.

La indicación de contaminación a través de “coliformes fecales” ha sido ampliamente cuestionada, dado que el test de las termotolerantes acaba por incluir algunas especies de origen no exclusivamente fecal, principalmente del género *Klebsiella*, pudiendo resultar en hasta 15% de “falso-positivos” (CERQUEIRA & HORTA, 1999; CONSEJO NACIONAL DE MEDIO AMBIENTE, 2005).

El término “coliformes totales” congrega un grupo más amplio de bacterias aeróbicas también capaces de fermentar la lactosa de 24 a 48 horas a temperatura de 35 a 37°C. Como consecuencia, se consolida progresivamente en el medio técnico la tendencia del empleo del examen de *Escherichia coli* en el monitoreo de agua bruta.



## Calidad de Agua en Embalses

La detección de coliformes totales y fecales, cualitativa o cuantitativamente, puede ser realizada por el método de los tubos múltiples, por medio del conteo en membrana filtrante y en substrato cromogénico. El último presenta como principal ventaja el tiempo de respuesta de 24 horas, dado que realiza la determinación simultánea de E. coli y coliformes totales, prescindiendo de ensayos confirmatorios (LIBANIO, 2008).

### 5. LEGISLACIÓN Y RESOLUCIONES CORRELACIONADAS

Los recursos hídricos precisan del poder público para administrarlos en el interés del pueblo y del medio ambiente. Las aguas valen por sí mismas y para todos los que necesitan de ellas – seres humanos, plantas y animales. La concepción de uso social del agua es en el sentido de afirmar la vida, y no la muerte de los usuarios de ese bien – sean ellos seres humanos o peces. Esta afirmación puede parecer fuerte, pues habrá quienes defenderán el lema: todo para los hombres, y si sobra algo, para animales y plantas.

Surge aquí la obligación para el jurista de procurar la adecuada interpretación de los textos. En Brasil, precisamos primero, leer la Constitución Federal en el artículo 255 (Todos tienen derecho al medio ambiente ecológicamente equilibrado, bien de uso común del pueblo y esencial para la sana calidad de vida, imponiéndose al Poder Público y a la colectividad el deber de defenderlo y preservarlo para las actuales y futuras generaciones.), para, luego, leer la Ley 9.433/1997 – Ley de Política Nacional de Recursos Hídricos (MACHADO, 2007).

#### 5.1 Ley 9344/97 (principios y fundamentos generales)

La Ley N° 9.433/97, del 8 de enero de 1997, establece como uno de sus objetivos, asegurar a la actual y a las futuras generaciones la necesaria disponibilidad de agua, en niveles de calidad adecuados para los respectivos usos. Esta ley también establece el encuadre como uno de los instrumentos de la Política Nacional de Recursos Hídricos. Hasta la sanción de la Ley N° 9.433, en 1997, el encuadre pertenecía exclusivamente al Sistema Nacional de Medio Ambiente (SISNAMA).

Actualmente él pertenece tanto al SISNAMA y al Sistema Nacional de Recursos Hídricos (SINGREH). El artículo 10° de la Ley N° 9.433 dispone que “las clases de cuerpos de agua serán establecidas por la legislación ambiental”. Por tanto, su implementación exige la articulación entre el SINGREH y el SISNAMA (BRASIL,

2012).

Las principales reglamentaciones para el encuadre son las Resoluciones N° 357/2005, 397/2008 y 396/2008 del Consejo Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) y la N° 91/2008 del Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

Entre las 27 unidades de la federación, 17 tratan del encuadre como un instrumento de la Política Estadual de Recursos Hídricos, siendo que en 14 de ellas es establecido que el encuadre forma parte del Plan de Recursos Hídricos. Algunas cuencas poseen encuadres antiguos, basados en la Resolución N° 13/1976 del Ministerio del Interior o en la Resolución CONAMA N° 20/1986. Estos encuadres deben ser actualizados según la Resolución CONAMA N° 357/2005 y la Resolución CNRH N° 91/2008 (BRASIL, 2012).

### **5.2 Resolución ANA N° 25/2012**

Esta Resolución establece directrices para el análisis de los aspectos de calidad del agua de los pedidos de Declaración de Reserva de Disponibilidad Hídrica (DRDH) y de concesión de derecho de uso de recursos hídricos en embalses de dominio del Estado Federal.

En esta Resolución, el encuadre del cuerpo de agua será evaluado a partir de la verificación de la compatibilidad entre la condición de calidad de agua existente y resultante de la interacción del uso para controversias relacionadas con el vertido en embalses y pronosticado para los pedidos de DRDH, considerados los estándares más exigentes de los usos implantados y previstos (BRASIL, 2012).

El concepto de Reserva de Disponibilidad Hídrica, introducido en la Ley N° 9.987, del 17 de julio de 2000, consiste en garantizar la disponibilidad hídrica requerida para aprovechamiento hidroeléctrico, con potencia instalada superior a 1MW, para licitar la concesión o autorizar el uso del potencial de energía hidráulica en cuerpo hídrico

de dominio del estado Federal. En este sentido, le corresponderá a la Agencia Nacional de Energía Eléctrica (ANEEL) o a la Empresa de Pesquisa Energética (EPE) promover, junto a la Agencia Nacional de Agua (ANA), la previa obtención de declaración de reserva de disponibilidad hídrica de los aprovechamientos hidroeléctricos seleccionados por las respectivas entidades. En el caso que el potencial hidráulico se localice en ríos de dominio de los Estados o del Distrito Federal, esta declaración será obtenida a través de articulación con la respectiva entidad estadual gestora de recursos hídricos.

En la Resolución N° 25/2012, el término concesión deberá respetar la clase en que el cuerpo de agua estuviere encuadrado de acuerdo con el artículo 13° de la Ley 9.433/1997 y atienda a los estándares mínimos de calidad de agua, la clasificación de los cuerpos de agua, las directrices ambientales para su encuadre y lo que dispone en el Párrafo 2° del artículo 10°, exigidos por la Resolución CONAMA N° 357/2005.

### **5.3 Resoluciones del CONAMA**

#### **5.3.1 CONAMA 357/2005 – Clasificación y directrices para el encuadre**

Correlaciones:

- Revoca la Resolución CONAMA N° 20/1986
- Alterada por la Resolución CONAMA N° 370/2006 (prorroga el plazo previsto en el artículo 44)
- Alterada por la Resolución CONAMA N° 397/2008 (alteración del inciso II del § 4o y de la Tabla X del § 5° del artículo 34° e inserción de los § 6° y 7°)
- Complementada por la Resolución CONAMA N° 393/2007, en cuanto a los estándares de descarte de aceites y grasas en agua de proceso o de producción en plataformas marítimas de petróleo y gas natural.

La Resolución CONAMA N° 357, del 17 de marzo de 2005 “rige la clasificación de los cuerpos de agua y directrices ambientales para su encuadre, así como también establece las condiciones y estándares de vertido de efluentes, y establece otras

providencias". Esta Resolución trae una clasificación general del agua, así como el encuadre de los cuerpos de agua superficiales. Establece asimismo las condiciones y estándares para vertido de efluentes, a fin de que no sean lanzados in natura, agua contaminada que podrá esparcirse en ríos, napas freáticas, suelos, y subsuelos.

La referida Resolución define los tipos de agua, así como la clasificación, que serán importantes para el destino de su uso múltiple, sea consumo humano, desdentación de animales, esparcimiento, uso en las industrias, y además se preocupa de que al vertido de efluentes le sea dado el debido tratamiento, sin el cual será considerado crimen ambiental. Se concluye que la Resolución del CONAMA, presenta en su seno los aspectos generales del uso múltiple del agua, mientras que las Resoluciones del Ministerio de Salud presentadas en este Capítulo, presentan un complemento más específico dirigido al consumo humano del agua.

### **5.3.2 CONAMA 274/00 – Balneabilidad**

Correlaciones:

- Revoca los artículos 26° a 34° de la Resolución CONAMA N° 20/1986 (revocada por la Resolución CONAMA N° 357/2005).

Los cuerpos de agua ofrecen varias alternativas de turismo y recreación, sea por medio de actividades como natación y deportes acuáticos, u otras actividades como la pesca y la navegación deportiva. El contacto con el agua puede ser primario, como el que se da cuando existe contacto físico deliberado con el agua, como en la natación.

En este caso el agua no debe presentar organismos patógenos y sustancias tóxicas en concentraciones que puedan causar daños a la salud por el contacto con la piel o por ingestión. El contacto secundario puede ocurrir de forma accidental en

actividades como la navegación deportiva (PARANÁ, 2012).

En su artículo 2º la Resolución establece que las aguas dulces, salubres y salinas destinadas a balneabilidad (recreación de contacto primario) serán evaluadas en cuanto a su condición en las categorías propia e impropia.

Las aguas consideradas propias podrán ser subdivididas en las siguientes categorías:

- a) Excelente: cuando en 80% o más de un conjunto de muestras obtenidas en cada una de las cinco semanas anteriores, recolectadas en el mismo lugar, hubiere, como máximo, 250 coliformes fecales (termotolerantes) o 200 *Escherichia coli* o 25 enterococos por 100 mililitros;
- b) Muy Buena: cuando en 80% o más de un conjunto de muestras obtenidas en cada una de las cinco semanas anteriores, recolectadas en el mismo lugar, hubiere, como máximo, 500 coliformes fecales (termotolerantes) o 400 *E. coli* o 50 enterococos por 100 mililitros;
- c) Satisfactoria: cuando en 80% o más de un conjunto de muestras obtenidas en cada una de las cinco semanas anteriores, recolectadas en el mismo lugar, hubiere como máximo 1.000 coliformes fecales (termotolerantes) o 800 *E. coli* o 100 enterococos por 100 mililitros.

Las aguas serán consideradas impropias cuando en el trecho evaluado fuere verificado uno de los siguientes casos:

- a) No atención de los criterios establecidos para las aguas propias;
- b) Valor obtenido en el último muestreo superior a 2500 coliformes fecales (termotolerantes) o 2000 *E. coli* o 400 enterococos por 100 mililitros;
- c) Incidencia elevada o anormal, en la región, de enfermedades transmisibles por vía hídrica, indicada por las autoridades sanitarias;
- d) Presencia de residuos o vertidos, sólidos o líquidos, inclusive desagües sanitarios, aceites, grasas y otras sustancias, capaces de representar riesgos para la salud o tornar desagradable la recreación;

- e) pH < 6,0 o pH > 9,0 (aguas dulces), a excepción de las condiciones naturales;
- f) Floración de algas u otros organismos, hasta que se compruebe que no presentan riesgos para la salud humana;
- g) Otros factores que contraindiquen, temporaria o permanentemente, el ejercicio de la recreación de contacto primario.

El análisis de balneabilidad de un recurso hídrico puede ser verificado a través del análisis de coliformes totales y fecales conforme presentado en el subpunto 4.3.7 de esta Unidad.

### **5.3.3 CONAMA 430/11 – Condiciones y estándares de vertido de contaminantes**

Correlaciones:

- Complementa y altera la Resolución N° 357, del 17 de marzo de 2005, CONAMA.

Esta Resolución en su artículo 1° dispone sobre condiciones, parámetros, estándares y directrices para gestión del vertido de efluentes en cuerpos de agua receptores, alterando parcialmente y complementando la Resolución CONAMA N° 357/2005. Esta Resolución se destaca por presentar novedades como la separación de las condiciones de estándares de vertido para efluentes, y condiciones y estándares para efluentes de sistemas de tratamiento de desagües sanitarios.

Como establecido en Resoluciones anteriores el artículo 3°, establece que los efluentes de cualquier fuente contaminante solamente podrán ser vertidos directamente en los cuerpos receptores luego del debido tratamiento y siempre que obedezcan a las condiciones, estándares y exigencias dispuestas en esta Resolución y demás normas aplicables, quedando claro que cualquier vertido en desacuerdo sujetará el autor a la Ley de Crímenes Ambientales.

El artículo 5° establece que cualquier vertido de efluentes no deberá alterar la clase

del cuerpo receptor, esto es, si el cuerpo estuviere encuadrado en la Clase II, de la Resolución CONAMA N° 357/2005, luego de recibir la carga contaminante, en hipótesis alguna podrá pasar a Clase III.

En su artículo 9° consta el control de las condiciones de vertido. Es prohibida, para fines de dilución antes de su vertido, la mixtura de efluentes con aguas de mejor calidad, tales como las aguas de abastecimiento, del mar y de sistemas abiertos de refrigeración sin recirculación.

Para las aguas de clase especial (artículo 11°) es prohibido el vertido de efluentes o disposición de residuos domésticos, agropecuarios, de acuicultura, industriales y de cualquier otra fuente contaminantes, aunque sean tratados.

La Resolución establece además directrices para la gestión de efluentes, adoptando criterios para que el responsable acompañe de manera eficiente el vertido de los efluentes generados. En el artículo 24°, por ejemplo, es establecido que el automonitoreo sea realizado por las empresas para seguimiento periódico de los efluentes vertidos en los cuerpos receptores, con base en muestreo representativo de los mismos.

### **5.4 Resolución del Ministerio de Salud 518/04**

En junio de 2003, fue instituida la Secretaría de Vigilancia de la Salud del Ministerio de Salud (SVS/MS), que asumió las atribuciones del Centro Nacional de Epidemiología (CENEPI), hasta entonces incluido en la estructura de la Fundación Nacional de Salud (FUNASA). En virtud de ese nuevo ordenamiento en la estructura del Ministerio de Salud, la Resolución MS N° 1.469/2000 fue revocada, pasando a regir la Resolución MS N° 518, del 25 de marzo de 2004. Las alteraciones procesadas fueron, apenas, relacionadas a la transferencia de competencias de la FUNASA a la SVS y a la prorrogación en el plazo, para que las instituciones o los órganos a los cuales la Resolución se aplica, promoviesen las adecuaciones



necesarias para su cumplimiento en algunos puntos (BRASIL, 2006).

La Resolución MS N° 518/2004 establece, en sus capítulos y artículos, las responsabilidades por parte de quien produce el agua; en el caso, los sistemas de abastecimiento de agua y de soluciones alternativas, a quien cabe el ejercicio de “*control de calidad del agua*”; y de las autoridades sanitarias de las diversas instancias de gobierno, a quien cabe la misión de “*vigilancia de la calidad del agua para consumo humano*”.

También resalta la responsabilidad de los órganos de control ambiental en lo que se refiere al monitoreo y al control de las aguas brutas de acuerdo con los más diversos usos, incluyendo el de fuente de abastecimiento de agua destinada al consumo humano. La presente publicación es un instrumento a ser utilizado por las vigilancias de la calidad del agua para consumo humano de los estados y de los municipios, así como por los prestadores de servicios, tanto de sistemas de abastecimiento de agua como de soluciones alternativas (BRASIL, 2005).

Sin embargo, la Resolución MS N° 2.914/2011, artículo 53, revoca la Resolución MS N° 518/2004, del 25 de marzo de 2004, publicada en el Diario Oficial de la Unión, Sección 1, del día 26 siguiente, página 266. La Resolución N° 2.914/2011 constituye un importante instrumento para el efectivo ejercicio de la vigilancia y del control de la calidad del agua para consumo humano.

Esta Resolución rige los procedimientos de control y de vigilancia de la calidad del agua para consumo humano y su estándar de potabilidad proveniente de sistema y solución alternativa de abastecimiento de agua. Las disposiciones de esta Resolución no se aplican al agua mineral natural, al agua natural y a las aguas que se agregan sales, destinadas al consumo humano luego del envasado, y a otras aguas utilizadas como materia prima para elaboración de productos, conforme Resolución de la Directoria Colegiada (RDC) N° 274, del 22 de septiembre de 2005, de la Directoria Colegiada de la Agencia Nacional de Vigilancia Sanitaria (ANVISA).

### 5.5 Resolución conjunta ANA y ANEEL 03/2010

Esta resolución conjunta fue publicada considerando:

- a) La necesidad de datos consubstanciados sobre los regímenes de operación de los embalses de aprovechamientos hidroeléctricos, que ayuden en la toma de decisión en cuanto a las actividades de fiscalización, regulación, operación y mediación en el sector eléctrico;
- b) La responsabilidad de la ANA, de organizar, implantar y administrar el Sistema Nacional de Informaciones sobre Recursos Hídricos;
- c) La importancia de la calidad y disponibilidad de datos para definición del aprovechamiento óptimo del potencial hidráulico, así como para operación del parque hidroeléctrico del Sistema Interligado Nacional;

La resolución establece las condiciones y los procedimientos a ser observados por los concesionarios y autorizados para la generación de energía hidroeléctrica, para la instalación, operación y el mantenimiento de estaciones hidrométricas con vistas al monitoreo pluviométrico, limnimétrico, fluviométrico, sedimentométrico y de calidad del agua asociado a aprovechamientos hidroeléctricos, y dictar otras providencias.

Las siguientes definiciones son adoptadas:

- a) Monitoreo pluviométrico: es el conjunto de acciones y equipamientos destinados al relevamiento de datos de precipitación;
- b) Monitoreo limnimétrico: a los fines de esta Resolución, es el conjunto de acciones y equipamientos destinados al relevamiento de datos del nivel de agua del embalse del aprovechamiento hidroeléctrico;
- c) Monitoreo fluviométrico es el conjunto de acciones y equipamientos destinados al relevamiento de datos del nivel de agua, así como mediciones de descarga líquida que permitan la definición y actualización de la curva de descarga;
- d) Monitoreo sedimentométrico: es el conjunto de acciones y equipamientos destinados al relevamiento de datos de sedimentos en suspensión y de fondo, que permitan determinar la descarga sólida total.

## Calidad de Agua en Embalses

El Párrafo 3° del artículo 2° prevé que las estaciones con monitoreo pluviométrico, limnimétrico, fluviométrico y sedimentométrico deberán ser instaladas de acuerdo con las siguientes gamas y cantidades presentadas en el Cuadro 6:

Cuadro 6 – Gamas y cantidades necesarias para el monitoreo pluviométrico, limnimétrico, fluviométrico y sedimentométrico de acuerdo con la Resolución conjunta ANA y ANEEL 03/2010.

Tipo de Monitoreo	Área de Drenaje Incremental				
	De 0 a 500 km <sup>2</sup>	De 501 a 5.000 km <sup>2</sup>	De 5.001 a 50.000 km <sup>2</sup>	De 50.001 a 500.000 km <sup>2</sup>	Más de 500.000 km <sup>2</sup>
Pluviométrico	1	3	4	6	7
Limnimétrico	1	1	1	1	1
Fluviométrico	1	3	4	6	7
Sedimentométrico	1	2	2	3	3

### 6. CADENA TRÓFICA Y MANTENIMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA

La transferencia de energía alimentaria, desde la fuente en los organismos autótrofos, a través de una serie de organismos que consumen y son consumidos, se denomina cadena alimentaria o cadena trófica. En cada transferencia, una proporción (muchas veces de hasta 80 o 90%) de la energía se pierde bajo la forma de calor. Por tanto, cuanto menor la cadena alimentaria, o cuanto más próximo el organismo al inicio de la cadena, mayor la energía disponible para la población (ODUM, 1988).

La Figura 29 presenta un esquema de una cadena alimentaria describiendo las interacciones de los niveles tróficos de un ecosistema acuático. El esquema considera una pirámide trófica de arriba hacia abajo, donde es posible observar que si los peces piscívoros fuesen reducidos, sus presas, los peces zooplanctófagos, podrían aumentar. Esta predación, a su vez, reduciría el zooplancton herbívoro, conduciendo a un aumento del fitoplancton. Finalmente, la disponibilidad de nutrientes disminuiría a medida que ellos fuesen absorbidos por las algas. Por otro lado, si peces piscívoros aumentan, los peces zooplanctófagos disminuirán.

Así, el zooplancton herbívoro se expandiría reduciendo el fitoplancton. De este modo, la disponibilidad de nutrientes aumentaría. El eslabón microbiano, que incluye bacterias y protozoarios, no puede ser dissociado de las cadenas alimentarias. A través de la incorporación del carbono orgánico disuelto y su transformación en fracción particulada, las bacterias pueden ser ubicadas en la base de las cadenas alimentarias microbianas, junto con el fitoplancton (THOMAZ, 1999).

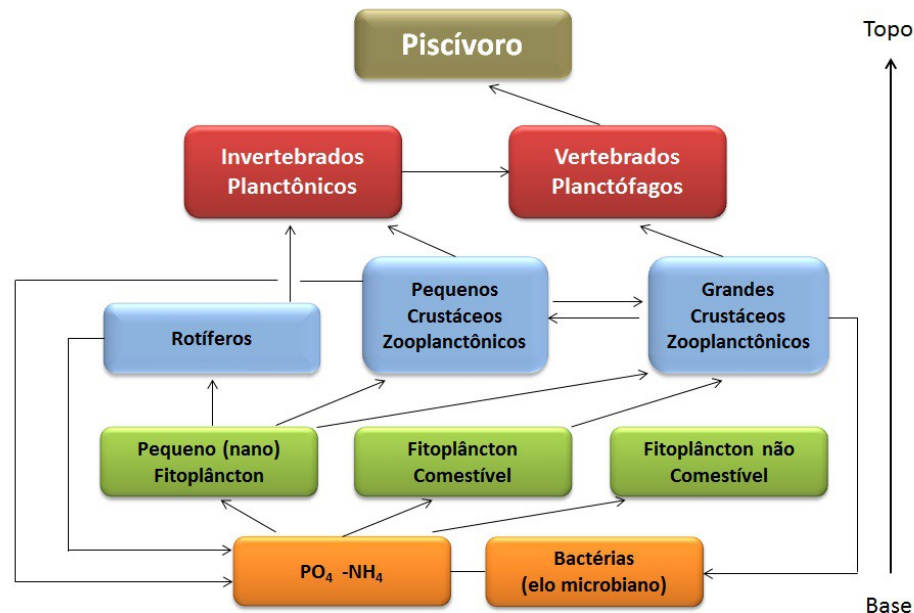
La energía que fluye en los ecosistemas acuáticos depende, en gran parte, de los productores primarios fotoautotróficos y de las bacterias quimiosintetizantes. Incluso estas bacterias dependen, de cierto modo, de las plantas fotoautotróficas, puesto que la materia inorgánica reducida, que es por ellas oxidada y; de donde obtienen la energía para la síntesis de la materia orgánica, es originalmente producida por la

actividad de esas plantas (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

La producción primaria fotosintética provee la cantidad y la calidad de alimento disponible para herbívoros y carnívoros. Muchos organismos acuáticos son omnívoros y varían su alimentación conforme la disponibilidad de alimento, períodos del año o de acuerdo con su desarrollo ontogenético (algunas especies de peces son planctófagas en la fase larval y juvenil, alterando su dieta y/o hábito alimentario en la fase adulta, por ejemplo).

El concepto de nivel trófico es idealizado y esquemático. Mucho más allá de la llamada cadena trófica, se debe tener en cuenta la red trófica, que es dinámica. La definición más concreta es la de una red trófica dinámica, puesto que esta se altera espacial y temporalmente (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Figura 29 - Esbozo de una cadena alimentaria de un ecosistema acuático.



Fuente: modificado de Colinvaux (1993).

Con base en los presupuestos descritos anteriormente, dos tipos básicos de cadenas alimentares clásicas pueden ser considerados descritos a continuación:

- La cadena alimentaria que comienza con el fitoplancton, pasa al zooplancton y, entonces, a los peces planctófagos y carnívoros;
- La cadena alimentaria microbiana o de detritos que comienza con materia orgánica muerta particulada (o disuelta), que es degradada de forma muy compleja por microorganismos.

El fitoplancton y el zooplancton son importantes componentes en las cadenas tróficas acuáticas, representando la base y el primer eslabón, respectivamente, en varios ecosistemas acuáticos (ver Cap. 4 de esta Unidad).

La predación del fitoplancton por el zooplancton y la predación de este último grupo realizada por los peces forman partes de la cadena alimentaria, esto es, de la transferencia de energía alimentaria por medio de los diferentes niveles tróficos. Como citado anteriormente, con cada transferencia de un nivel a otro, se pierde un porcentaje considerable del potencial energético. La cadena microbiana también representa un papel importante en el flujo de energía de los ecosistemas acuáticos, especialmente para organismos que se alimentan de detritos, los cuales, a su vez, son consumidos por organismos de nivel trófico superior (JORGENSEN & VOLLENWEIDER, 2000).

### **6.1 Productividad primaria**

La productividad primaria de un sistema ecológico, de una comunidad o de cualquier parte de ellos, es definida como la tasa en la cual la energía radiante es convertida, por la actividad de organismos productores (mayor parte de las plantas verdes como, por ejemplo, fitoplancton y macrófitas acuáticas), en sustancias orgánicas aumentando la biomasa en un intervalo de tiempo determinado, más todas las pérdidas ocurridas en este período (ODUM, 1988).

En ecosistemas acuáticos continentales, las vías básicas de entrada de energía son: la comunidad fitoplanctónica, que por muchos años fue considerada la principal

responsable por la producción de materia orgánica, especialmente en regiones templadas; y la comunidad de macrófitas acuáticas, responsable por la producción de materia orgánica principalmente en regiones tropicales, donde la mayoría de los ecosistemas acuáticos presenta pequeña profundidad y extensas regiones litoráneas, posibilitando el establecimiento de grandes áreas colonizadas por esta comunidad (SANTOS, 2004).

La producción primaria bruta es la producción de la materia orgánica por los organismos fotoautotróficos o quimioautotróficos, sin considerar la materia orgánica utilizada en la respiración y otros procesos metabólicos. La producción primaria líquida es la producción de materia orgánica por los organismos fotoautotróficos o quimioautotróficos, sustrayéndose la materia orgánica consumida por la respiración y otros procesos metabólicos. La cantidad de nueva materia orgánica producida por los autótrofos es llamada producción primaria, mientras que la cantidad producida por unidad de tiempo (en un volumen de área) es llamada productividad primaria. En el caso de la comunidad fitoplanctónica, las pérdidas principales se deben a la: respiración, excreción, secreción, muerte, herbivoría y el parasitismo. (CALIJURI et al, 1999; ESTEVES, 2011; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Una proporción substancial de la producción primaria en ecosistemas acuáticos está localizada en la zona eufótica, definida como la región donde la intensidad luminosa no es inferior a 1% de la intensidad luminosa de la superficie (conforme descrito en el subpunto 4.1.2 de esta Unidad). Esta es una diferencia fundamental entre sistemas terrestres y acuáticos en cuanto a la producción fotosintética de materia orgánica.

La producción de materia fotosintética por la comunidad fitoplanctónica es el proceso más importante en el metabolismo del sistema. Por la fotosíntesis, la energía luminosa es convertida en energía química, que es almacenada en la forma de materia orgánica (carbono reducido) en compuestos tales como carbohidratos, proteínas y lípidos (CALIJURI et al, 1999). Para el fitoplancton, el mejor uso de la

intensidad luminosa debe ser la localización lo más próximo posible de la superficie, para el máximo uso potencial de la energía luminosa disponible (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

El control y la limitación de la producción primaria en represas tiene la misma característica que ocurre, en términos de energía disponible y nutrientes, en lagos y océanos. Los factores básicos que determinan la magnitud y la variación estacional de la productividad primaria fitoplanctónica – temperatura, intensidad luminosa disponibilidad de macro y micronutrientes – dependen evidentemente, en el caso de embalses, de las interacciones de estos con la cuenca hidrográfica (que promueve, por intrusión, la regeneración de nutrientes), de las funciones de fuerza principales (vientos, precipitación) y de las interacciones de la mixtura vertical con la profundidad de la zona eufótica (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

El tiempo de retención del agua en los embalses (conforme presentado en la Unidad 01), también es un factor regulador importante, tanto desde el punto de vista de la recuperación del nutriente como de la concentración de biomasa y sucesión de especies. El control del tiempo de retención viene siendo utilizado como una medida efectiva de gestión, en el control de la biomasa fitoplanctónica, en la sucesión de especies y en la productividad primaria, especialmente en embalses eutrofizados. Además de ello, controles físicos, como el aumento de la turbulencia y de la mixtura vertical, pueden contribuir para la disminución de la intensidad y del volumen de los florecimientos y, al mismo tiempo, promover menor disponibilidad de radiación solar para el fitoplancton (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Sin dudas, medidas como estas deben ser realizadas en conjunto con el área responsable por la operación de los embalses y garantía de los usos múltiples de las aguas del embalse y en consonancia con la Operadora Nacional del Sistema (ONS), ya que, conforme descrito en la Unidad 01, la gran mayoría de los embalses brasileños de producción de hidroelectricidad están conectados y son operados por esta institución.



Además de los organismos fotosintetizantes – como fitoplancton y macrófitas acuáticas (plantas superiores, fijas fluctuantes o sumergidas), micrófitas bentónicas (perifiton) asociadas a substratos localizados en el fondo de ríos, lagos, y en la superficie de plantas superiores, los cuales utilizan  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  – las bacterias fotosintetizantes, en ciertas condiciones especiales, también producen materia orgánica utilizando  $\text{H}_2\text{S}$ , y no agua, como fuente de electrones. Podemos verificar entonces, que los más importantes productores primarios fotosintetizantes en ecosistemas acuáticos pueden ser descritos como: fitoplancton, macrófitas acuáticas, microfitobentos (perifiton), macrofitobentos, epifitas (microscópicas y macroscópicas), bacterias fotosintetizantes (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Los estudios de producción primaria están, por tanto, relacionados con la capacidad de los ecosistemas de producir materia orgánica y compuestos orgánicos de alto potencial químico, los cuales son transportados y fluyen hacia niveles más elevados del sistema, a partir de la energía luminosa externa,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

### **6.2 Productividad secundaria**

Se entiende por productividad secundaria la biomasa acumulada por las poblaciones heterotróficas por unidad de tiempo en una cierta área o volumen, o sea, producción de los consumidores excluyendo la respiración y excreción o incluso la tasa de almacenamiento energético de estos organismos.

Así, los estudios de producción secundaria se refieren a aquellos procesos que involucran el consumo, transformación y utilización del alimento por los animales, generando un conocimiento que es la base para la comprensión de la organización de las comunidades naturales en términos de flujo de materia y energía, y de la habilidad de los diferentes tipos de ambientes para producir y mantener poblaciones

de abundancia y composición particulares. En este contexto, el flujo de energía total en niveles heterotróficos podría ser designado como “asimilación” y no producción (ODUM, 1988; MELÃO, 1999).

El componente animal de los ambientes acuáticos continentales está constituido por representantes de casi todos los grupos taxonómicos, lo que torna la determinación de la productividad secundaria mucho más difícil que la de la producción primaria de los organismos fotoautotróficos, ya que esta se basa en un proceso metabólico y en los intercambios  $\text{CO}_2/\text{O}_2$ , como demostrando anteriormente. En los productores secundarios, los ciclos de vida difieren considerablemente y hay también dificultades para expresar la biomasa considerándose, por ejemplo, peces, moluscos y crustáceos (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Cuando un productor secundario de interés ecológico es considerado como consumidor principal de un lago, es posible estimar el flujo anual de energía para todo el ecosistema. Para tanto, es importante considerar los requerimientos individuales de los organismos como: a) calorías (suma de energía utilizada en crecimiento); b) pérdida metabólica vía excreción y respiración; y c) energía no utilizada y eliminada con heces.

Eficiencias de crecimiento de los organismos y la relación producción y biomasa (P/B) pueden ser aplicadas, así como las relaciones entre producción y alimento total consumido (P/C) o la producción dividida por alimento (P/A) (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Entre las diversas comunidades presentes en los embalses, la comunidad zooplanctónica puede ser considerada como un compartimiento estratégico en la disipación energética de los ecosistemas acuáticos y en el mantenimiento y orientación de las cadenas tróficas acuáticas. Su posicionamiento en la cadena alimentaria, con un alto grado de conexión con los productores primarios, lo torna extremadamente susceptible a los cambios estructurales ocurridos en este nivel

trófico inferior. Además de ello, el zooplancton también presenta una fuerte vinculación con los niveles tróficos más elevados de la tela acuática, siendo responsable por una importante ruta de transferencia de energía de los productores primarios a los peces (ESKINAZI-SANT'ANNA, 2007).

La productividad secundaria del zooplancton forma parte de un amplio esquema de movimiento de materia y energía basado en las actividades de individuos y poblaciones animales. Se trata de la "biomasa acumulada por las poblaciones heterotróficas por unidad de tiempo. La productividad secundaria del zooplancton es la suma del crecimiento (incluyendo renuevos y los productos sexuales) de todos los individuos de la población" (SIPAÚBA-TAVARES & ROCHA, 2001).

Estudios sobre productividad secundaria permiten auxiliar en el manejo racional de los recursos hídricos e interferir sobre el éxito de una especie en una comunidad o ecosistema. Estas informaciones también pueden auxiliar en el entendimiento del ciclo de nutrientes y flujo de energía, detectando los efectos de impactos ambientales en los ecosistemas acuáticos (eutrofización, introducción de especies exóticas) sobre las comunidades y la calidad del agua (BRITO, 2010).

### 6.3 Productividad pesquera

Conforme informe de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO), la media mundial per cápita de consumo de pescados es de 17 Kg./año. En el ámbito mundial, estos datos muestran que el pescado representa aproximadamente 16% de la dieta media de proteínas de origen animal (Cuadro 7).

Cuadro 7 – Utilización de los recursos pesqueros en el período de 2004 a 2009.

Utilización	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Consumo (millones de toneladas)	104,4	107,3	110,7	112,7	115,1	117,8
Alimentos	29,8	29,1	26,3	27,1	27,2	27,3
Población (miles de millones)	6,4	6,5	6,6	6,7	6,8	6,8
Suministro per cápita (Kg.)	16,2	16,5	16,8	16,9	17,1	17,2

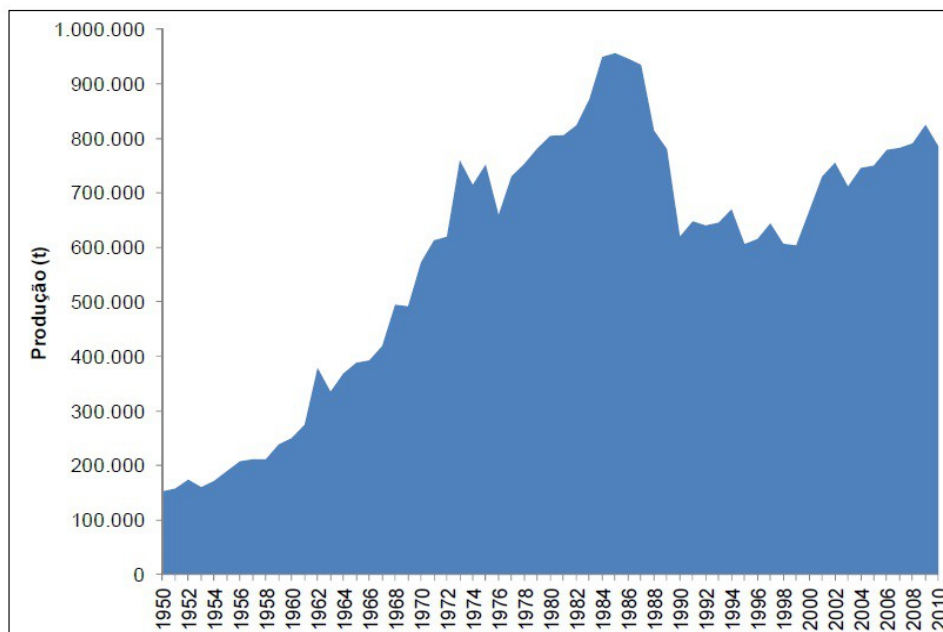
Fuente: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (2010).

## Calidad de Agua en Embalses

No obstante, la pesca en ecosistemas continentales y marinos no sigue la misma tendencia de crecimiento, exhibiendo señales de agotamiento. Analizándose la serie histórica (1950-2010) de los datos de producción pesquera de Brasil, se observa un crecimiento acentuado de la captura de 1950 hasta 1985, cuando fue registrada la mayor producción, llegando a 956.684 toneladas.

Entre 1986 y 1990 hubo un declive gradual de las capturas, evidenciado por el inicio del proceso de sobrepesca de algunos stocks, tales como el de la sardina verdadera, de camarón y de los peces demersales de la región Sur. Aunque haya sido observado un declive de la captura entre 2009 y 2010, cuando fue registrada una producción de 785.366 toneladas, el período entre 2000 y 2010 se caracterizó por un período de recuperación de la producción pesquera nacional en relación a la década anterior (BRASIL, 2012).

Figura 30 - Producción (t) de pescado nacional de la pesca extractiva (marina y continental) de 1950 a 2010.



Fuente: Brasil (2012).

A la paradoja existente entre, por un lado, las demandas de elevada producción pesquera y, por el otro, las limitaciones biológicas y ambientales para satisfacerlas,

se suman las recientes discusiones sobre los efectos de la propia pesca sobre su sustentabilidad (AGOSTINHO et al., 2007).

La proliferación de embalses y sus impactos sobre los stocks, especialmente de especies migratorias, conforme presentado en el subpunto 4.3.5 de esta Unidad, son factores adicionales que acentúan tendencias de agotamiento. Aunque estos ecosistemas sean, por lo general, más productivos que los ríos que les dan origen, este beneficio es ampliamente neutralizado por los efectos relacionados a la regulación del caudal aguas abajo, con impacto negativo sobre los criaderos naturales y la reproducción, y la menor calidad del pescado que producen (AGOSTINHO, 2007).

Como mencionado anteriormente en el subpunto 2.1.1 de esta Unidad, los embalses son extremadamente dinámicos y complejos, estando en frecuente reorganización, por lo menos durante los cinco primeros años luego del cierre de la represa. En este período, la productividad de peces es elevada en razón del gran aporte de nutrientes y áreas anegadas.

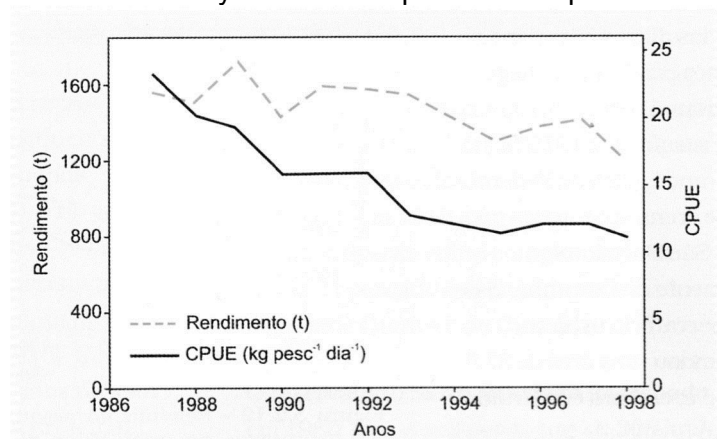
Esto atrae un gran número de personas y la pesca se establece de modo desordenado. Cuando la descomposición de la materia orgánica anegada finaliza, la productividad merma, no siendo suficiente para el mantenimiento de la pesca inicial. La persistencia del mismo esfuerzo compromete los stocks y el rendimiento, llevando la población local a enfrentar problemas sociales (AGOSTINHO, 2007).

Para generar informaciones confiables sobre la producción pesquera en represas, son necesarios muchos años de datos comparativos y secuenciales, incluyendo necesariamente estudios más profundos durante prolongados períodos, aún mucho antes del cierre de la represa. Luego del cierre del embalse es fundamental continuar el monitoreo de la ictiofauna aguas arriba y aguas abajo de la represa (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Durante el monitoreo de la productividad pesquera en el embalse de Itaipu de 1987 a 1998, se observó una merma de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) asociada a un aumento en el esfuerzo de pesca, ya que el rendimiento se mantuvo relativamente constante, aunque con una leve reducción en los últimos años (Figura 31). En los tres primeros años posteriores a la formación del embalse de Itaipu, el pez curimba (*Prochilodus* sp.) era la principal especie en los desembarques, presentado una baja acentuada y progresiva hasta 1998 (AGOSTINHO et al., 2007). Aún en este embalse, 50% de las capturas ocurrieron en la región de transición OKADA et al. (1994 apud AGOSTINHO, 2007).

La región de transición parece ser, en muchos embalses, el área de mayor producción pesquera, lo cual puede estar asociado a una mayor productividad primaria, puesto que la zona eufótica es más profunda y hay fuentes externas de nutrientes provenientes de la región lótica, además de la regeneración autóctona que ocurre en esa área (Ver Capítulo 2 de esta Unidad).

Figura 31 – Rendimiento y CPUE en la pesca de Itaipu entre 1987 y 1998.



Fuente: Agostinho et al. (2007).

Los embalses brasileños de gran porte (como el caso del embalse de Jurumirim, localizado en el estado de São Paulo, por ejemplo), cuando comparados con embalses grandes de otras partes del mundo, poseen baja productividad pesquera, como por ejemplo, embalses de África (Volta, Kariba y Kainji), en media de 80 Kg.

ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, y China, con productividad media entre 127-152 Kg. ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

Posibles razones para la baja productividad del embalse de Jurumirin (y otros embalses brasileños), cuando comparado con otros del mundo, incluyen los siguientes factores: a) baja productividad primaria; b) ausencia de especies adaptadas a ambientes lacustres; c) larga cadena alimentaria; d) técnicas y legislación inadecuadas; e) bajo esfuerzo de pesca y; f) elevado número de piscívoros (NOVAES & CARVALHO, 2009).

A pesar de la baja productividad pesquera en los embalses, es posible aprovechar, en condiciones controladas, el cultivo de especies de peces (piscicultura) en tanques o tanques red. Esta práctica puede presentarse como solución adecuada para aumentar los stocks pesqueros y la productividad pesquera, pero, evidentemente, esta tecnología afecta el ecosistema acuático (represa o lago), y si conducida de forma desordenada, puede comprometer la calidad del agua debido a la rápida eutrofización (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Para la explotación racional de los stocks pesqueros, es necesario, además de un buen conocimiento inicial de la diversidad biológica y ecológica de las especies presentes, la obtención de datos estadísticos confiables sobre producción, esfuerzo de pesca, captura por pescador, número de pescadores y datos de mercado.

Es igualmente fundamental seguir el proceso de envejecimiento o “evolución” del embalse y las alteraciones en la estructura y en la biomasa de la ictiofauna, sea por el efecto producido por la explotación de los recursos pesqueros, sea por otros factores, como contaminación (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

### **7. CARACTERÍSTICAS CUALITATIVAS DE LOS SEDIMENTOS Y SUS INTERFACES CON LA CALIDAD DEL AGUA**

#### **7.1 Nociones generales**

Los sedimentos pueden ser considerados como el resultado de la interacción de todos los procesos que ocurren en un sistema acuático. Están constituidos por una compleja mixtura de minerales, materia orgánica y componentes biológicos. Desde el punto de vista del ciclo de materia y flujo de energía, los sedimentos son uno de los compartimientos más importantes de los ecosistemas acuáticos continentales. En la mayoría de los ecosistemas acuáticos lénticos, el sedimento es el compartimiento que presenta mayor concentración de nutrientes, especialmente de sedimentos orgánicos, que presentan tenores de materia orgánica superiores a 10% en peso seco.

En él ocurren procesos biológicos, físicos y/o químicos, que influyen en el metabolismo de todo el sistema. Además de esto, el sedimento, a través de su composición química y biológica (por ejemplo, restos de animales y vegetales), es de fundamental importancia en el estudio de la evolución histórica de ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres adyacentes. También es importante la evaluación de la intensidad y de las formas de impactos a que los ecosistemas acuáticos están o estuvieron sometidos (ESTEVEZ, 2011).

En los ambientes acuáticos, los sedimentos límnicos representan una fase sólida compuesta por partículas de tamaño, forma y composición variables, transportados a partir de los ambientes terrestres (origen alóctono) que se depositan y acumulan en el fondo de los ambientes lacustres a lo largo de los años. Además de estos orígenes, los sedimentos pueden concentrar precipitados de procesos químicos y biológicos resultantes de interacciones de las partículas de origen externo con el ecosistema lacustre (origen autóctono). En general, cuanto más productivo el lago, mayor es la formación y acumulación de sedimentos de origen autóctono.



Como consecuencia directa de la sedimentación en estos ambientes, normalmente los sedimentos presentan concentraciones de elementos químicos significativamente más elevadas que las observadas en la columna de agua (BOLLMANN et al, 2005).

Los sedimentos representan un compartimiento bastante activo en los ambientes acuáticos. Además de la deposición y acumulación de sustancias, en este compartimiento del ambiente ocurren procesos biológicos, físicos y/o químicos fundamentales para el mantenimiento de todo metabolismo del sistema, tales como:

- Flujo de materia y energía: deposición y reciclado de carbono;
- Ciclo de nutrientes: reacciones de fijación y liberación hacia la columna de agua;
- Contaminación de ambientes acuáticos: acumulación y liberación de contaminantes.

El proceso de sedimentación es particularmente importante por resultar en la acumulación de nutrientes en el fondo del embalse, sea como partículas abióticas (adsorbidas a partículas minerales, precipitadas o compuestos insolubles) o bióticas (fitoplancton, zooplancton y otros organismos muertos y/o complejos orgánicos).

La concentración de nutrientes en los sedimentos puede variar de forma significativa longitudinal y transversalmente en los embalses, en función de diferencias hidrodinámicas, proximidad de los afluentes, tipo de aporte de los afluentes y actividad primaria en el lugar de muestreo. La actividad primaria puede determinar mayor acumulación de compuestos orgánicos resultantes de la muerte y sedimentación de los organismos asociados (BOLLMANN et al, 2005).

La bioturbación y la resuspensión de sedimentos pueden aumentar el flujo de especies disueltas por difusión, provocando transformaciones químicas que alteran la calidad del agua. La bioturbación aumenta los intercambios entre el agua intersticial y el agua sobreyacente, rompiendo la barrera desarrollada en la superficie

de los sedimentos. En algunos estudios, a la bioturbación es atribuido el aumento de la liberación de fósforo, debido a los intercambios con aguas anaeróbicas. La resuspensión, por otro lado, puede tener efectos opuestos, dependiendo de las características del sedimento y condiciones del medio. Partículas con alta capacidad de ligación con fósforo pueden causar su sedimentación y lo contrario (liberación) ocurre a partir de sedimentos saturados en fosfato (FRANZEN, 2009).

La capacidad del sedimento de acumular compuestos hace de este compartimiento uno de los más importantes en la evaluación del nivel de contaminación de ecosistemas acuáticos continentales. Los compuestos indicadores de contaminación ambiental en el sedimento pueden ser orgánicos, como insecticidas y herbicidas, o inorgánicos como los elementos trazo. La contaminación ambiental en embalses puede ser derivada de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Los compuestos orgánicos pueden llegar a los embalses a partir de vertidos de efluentes, principalmente industriales, y por la actividad agrícola en la cuenca con la contaminación de los tributarios con agroquímicos (herbicidas, insecticidas, fungicidas, etc.). Los contaminantes inorgánicos más importantes en los ecosistemas acuáticos son los elementos trazo (BOLLMANN et al, 2005).

La importancia del monitoreo de los sedimentos para el control de la contaminación de los ecosistemas acuáticos se debe al potencial de acumulación de estos elementos y compuestos, donde pueden alcanzar concentraciones elevadas, pudiendo llegar a niveles superiores a los observados en las rocas de embasamiento de la región de los embalses. En general, los menores niveles de concentración de metales son encontrados en el agua, mientras las macrófitas, organismos bentónicos y principalmente los sedimentos, normalmente presentan concentraciones más elevadas, representando mejores indicadores del nivel de contaminación del ambiente (BOLLMANN et al, 2005).

## 8. BALANCE DE MASA

### 8.1 Nociones generales

Actualmente, el compromiso de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos está asociado a los efectos adversos de la actividad humana. Para mitigar estos efectos, la capacidad predictiva formará parte de una demanda permanente de los administradores ambientales y de la sociedad.

Por capacidad predictiva se entiende la habilidad de los profesionales del área ambiental de presentar escenarios con varias posibilidades y diseñar alternativas adecuadas para estos escenarios. En este campo la principal herramienta es la modelación ecológica, que permite, a partir de una base de datos fuerte y consistente, presentar escenarios diversificados sobre los impactos en sistemas acuáticos (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

La base para cualquier consideración, práctica o teórica, pertinente a la gestión de un lago o embalse es un balance de masas confiable. Esto se aplica tanto a las aguas en el papel de solvente como en el caso de los solutos. Ello implica conocer todo aquello que entra en el ecosistema acuático proveniente de su área de manantiales, así como el tamaño, distribución y tasas de liberación de estas fuentes.

El balance de masa considera un lago o embalse como un “*tanque de reacción*” que puede sufrir completa mixtura durante un determinado intervalo de tiempo, o puede permanecer completamente estratificado durante períodos prolongados. En lo que concierne a los procesos dentro de un lago o embalse, se resume un modelo de entradas y salidas. Las entradas son todos los volúmenes que a él llegan desde el exterior, tanto por descargas directas como indirectas.

Las salidas pueden ser las descargas realizadas por medio de los mecanismos apropiados, infiltraciones en los sedimentos o pérdidas hacia la atmósfera.

Dentro de este contexto, una fuente que requiere atención especial son los sedimentos que no representan solamente un lugar de destino, sino que, bajo determinadas condiciones, también funcionan como fuente interna de materiales (JORGENSEN & VOLLENWEIDER, 2000).

De acuerdo con este preámbulo, los abordajes prácticos para un balance de masa se vinculan con dos aspectos principales:

- Evaluación del balance hídrico;
- Evaluación de todas las sustancias de interés (por ejemplo, fósforo, nitrógeno, etc.).

Así, para cualquier sustancia o elemento que entra a un lago o embalse, se obtiene la tasa de entrada, la tasa de salida y la tasa de sedimentación, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$Vdct/dt = Q.Cin - QC_s - KT.vC$$

Donde:

- $Vdct/dt$ : son alteraciones en la concentración de sustancia o elemento del lago
- $Q.Cin$ : es la entrada de sustancia o elemento  $Q$  (caudal) y  $C$  (concentración)
- $QC_s$ : salida de la sustancia o elemento  $C$  (concentración)
- $KT.vC$ : tasa de sedimentación
- $K$ : tasa de sedimentación (l/tiempo)
- $V$ : velocidad de la sedimentación
- $V$ : volumen del lago
- $T$ : tiempo de retención, que es la relación volumen/descarga ( $V/Q$ )

El balance de masa constituye un abordaje muy utilizado en el control de eutrofización o en las tecnologías para recuperación de lagos y embalses. Él incluye una serie de componentes, entre ellos pueden ser citadas las fuentes puntuales y no

puntuales (difusas) de sustancias y elementos.

Fuentes puntuales directas son, normalmente, representadas por tuberías de descargas urbanas y de complejos industriales y, a veces, por operaciones agrícolas (por ejemplo, establos y descargas de comederos). Fuentes difusas, por otro lado, son más difíciles de ser identificadas.

Estas fuentes se originan en áreas agrícolas (cosechas, pomares, pastos); áreas de florestas; áreas improductivas; áreas urbanas y de transporte. Se debe observar que, en regiones donde no hay sistemas de recolección de desagües, las descargas de aguas residuales de residencias aisladas deben ser consideradas como fuentes no puntuales (JORGENSEN & VOLLENWEIDER, 2000).

Entre otros elementos o componentes están las interacciones sedimento-agua, tiempo de retención, acumulación de sustancias o elementos en el hipolimnio (cuando se produce la estratificación) y la tasa de reciclado interna de nutrientes.

## 9. EUTROFIZACIÓN

### 9.1 Definición

La palabra eutrofización deriva del griego, que significa bien nutrido. No es, por tanto, sinónimo o equivalente de contaminación. Ella apenas denota el proceso natural o artificial de adición de nutrientes a los cuerpos de agua y los efectos resultantes de esta adición. La eutrofización es así parte del proceso natural de envejecimiento de los lagos que ocurriría independientemente de las actividades del hombre (NOGUEIRA, 1991).

Sin embargo, cuando el aporte de nutrientes es inducido por acción antrópica, la eutrofización es denominada artificial. En función de la eutrofización, muchos lagos y embalses alrededor del mundo se encuentran seriamente afectados, y consecuentemente, comprometidos en cuanto a sus múltiples usos.

### 9.2 Causas de la Eutrofización Artificial

Las principales causas de la eutrofización artificial están relacionadas con el aumento de la población, la ocupación y uso del suelo de forma desordenada, las entradas de aguas residuales domésticas e industriales, el drenaje superficial, y el aporte de aguas subterráneas y de fertilizantes utilizados en la agricultura (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008, ESTEVES, 2011).

Los problemas causados por efluentes domésticos son debidos, en su mayor parte, a la falta de saneamiento básico y el uso excesivo de detergentes no biodegradables. Las industrias contribuyen para el proceso de eutrofización a través de sus efluentes orgánicos ricos en nutrientes.

Las mayores fuentes de contaminación a partir de los agrosistemas son el drenaje de nitrógeno y fósforo aplicados en el suelo y el ingreso de residuos orgánicos de la

ganadería. Los fertilizantes utilizados frecuentemente son retirados y llevados por la acción de la lluvia y viento hacia el agua. Los fertilizantes son rápidamente removidos por el agua de precipitación y por el drenaje del suelo. La fertilización del suelo es efectuada por la combinación de nitrógeno, fósforo y potasio, cuya aplicación en grandes cantidades produce un stock de nutrientes en el que la fracción soluble es removida. El uso de fertilizantes a partir de detritos animales es también frecuente (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

### 9.3 Consecuencias de la Eutrofización

La eutrofización artificial puede ser considerada como una reacción en cadena de causas y efectos bien evidentes, cuya característica principal es el quiebre de estabilidad del ecosistema (homeostasis). La homeostasis en ecosistemas acuáticos se caracteriza por el equilibrio existente entre la producción de materia orgánica y su consumo y descomposición. Con el quiebre del estado de equilibrio, debido a la eutrofización, el ecosistema pasa a producir más materia orgánica de la que es capaz de consumir y descomponer (ESTEVEZ, 2011).

Las consecuencias de la eutrofización pueden ser drásticas para el ambiente, impidiendo la utilización múltiple de los ecosistemas acuáticos. Ella altera directamente el componente biótico de los recursos hídricos, aumentando de modo acentuado la biomasa de algas, floraciones de cianobacterias y macrófitas acuáticas, y afecta, consecuentemente, el componente socioeconómico. Como resultados indirectos de ese proceso pueden ser además citados: alteraciones en la estructura de todas las comunidades acuáticas, reducción de las concentraciones de oxígeno disuelto, formación de gas sulfhídrico y mortandades masivas de peces (JÚLIO-JÚNIOR et al, 2005).

En función de la eutrofización, muchos embalses están perdiendo su calidad escénica, tanto para el uso en el abastecimiento público como para el uso industrial. Con relación al agua bruta, los efectos sobre la salud humana están relacionados a

posibles irritaciones de piel y dermatitis provocadas por el aumento del pH del agua y por la presencia de cianobacterias dermatotóxicas.

En lo que atañe al agua distribuida, los principales problemas se relacionan con la presencia de compuestos potencialmente tóxicos, además de posibles incidencias de brotes de gastroenteritis también relacionados con la presencia de cianobacterias tóxicas (XAVIER et al, 2005). Las toxinas presentes en las cianobacterias pueden causar innumerables problemas para la salud humana e incluso la muerte de seres humanos y animales cuando ingeridas. Las principales consecuencias de las toxinas son irritación en la piel, respuestas alérgicas (citado anteriormente), irritación de las mucosas, parálisis de los músculos respiratorios, diarrea, daños al hígado y riñones (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

El proceso de eutrofización artificial en su fase inicial favorece el crecimiento de diferentes grupos ecológicos de macrófitas acuáticas. No obstante, en el transcurso del proceso, se observa, normalmente, una relación inversa. En los lagos y embalses en avanzado estado de eutrofización, ocurre en la región litoránea un fuerte crecimiento de algas filamentosas que reducen la penetración de la luz en el agua, lo que a su vez impide el crecimiento de macrófitas sumergidas y con hojas fluctuantes. Incluso las macrófitas emergentes pueden ver su densidad reducida, ya que los brotes nuevos encuentran su desarrollo perjudicado por la disminución de la luminosidad (ESTEVEES, 2011).

El aumento de la producción primaria, debido al proceso de eutrofización, tiene efectos inmediatos sobre los productores secundarios, dado que su producción aumenta considerablemente. Así como para el fitoplancton, los productores secundarios, especialmente zooplancton y peces, muestran cambios en su composición específica y en la densidad de cada especie. Estos efectos pueden llevar también a una acentuada pérdida de la biodiversidad (ESTEVEES, 2011; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

La fase final del proceso de eutrofización artificial es prácticamente irreversible y,



solamente con el empleo de mucha energía y capital, será evitado que el ecosistema se torne inútil para el ser humano. De esta manera, es fundamental que las fuentes de eutrofización artificial de ecosistemas acuáticos tengan un efecto reducido al máximo, o sea, se eliminen en tiempo útil. Si esto no ocurre, el “envejecimiento precoz”, con la consecuente “muerte” del ecosistema, puede ser encarado como un hecho consumado (ESTEVEZ, 2011).

### 9.4 Niveles de Estado Trófico

El Índice del Estado Trófico (IET) tiene por finalidad clasificar cuerpos de agua en diferentes grados de trofia, esto es, evalúa la calidad de acuerdo con el aumento de nutrientes y sus efectos relacionados al crecimiento excesivo de las algas o al aumento de la infestación de macrófitas acuáticas. En este índice, los resultados del índice calculados a partir de los valores de fósforo, deben ser entendidos como una medida del potencial de eutrofización, ya que este nutriente actúa como el agente causador del proceso.

En embalses, la ANA propone la misma clasificación adoptada por la Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental (CETESB), donde el cálculo del IET es realizado a partir de los valores de fósforo a través de la fórmula:  $IET = 10 \cdot (6 - (1,77 - 0,42 \cdot (\ln.PT) / \ln 2))$ , donde el fósforo total (PT) es expresado en  $\mu\text{g/L}$ .

En este índice, los resultados correspondientes al fósforo, IET(P), deben ser entendidos como una medida del potencial de eutrofización, ya que este nutriente actúa como el agente causador del proceso. La evaluación correspondiente a la clorofila-a, IET (CL), a su vez, debe ser considerada como una medida de la respuesta del cuerpo hídrico al agente causador, indicando de forma adecuada el nivel de crecimiento de algas que tiene lugar en sus aguas. Así, el índice medio engloba, de forma satisfactoria, la causa y el efecto del proceso. El Cuadro 8 presentada los valores del IET clasificados de acuerdo con las clases de estado trófico y sus características (BRASIL, 2012).

Cuadro 8 - Valores del IET clasificados según clases de estado trófico.

Valor del IET	Clases de Estado Trófico	Características
= 47	Ultraoligotrófico	Cuerpos de agua limpios, de productividad muy baja y concentraciones insignificantes de nutrientes que no acarrearán perjuicios para los usos del agua.
47 < IET = 52	Oligotrófico	Cuerpos de agua limpios, de baja productividad, en que no ocurren interferencias indeseables sobre los usos del agua, derivados de la presencia de nutrientes.
52 < IET = 59	Mesotrófico	Cuerpos de agua con productividad intermedia, con posibles implicaciones sobre la calidad del agua, pero en niveles aceptables, en la mayoría de los casos.
59 < IET = 63	Eutrófico	Cuerpos de agua con alta productividad en relación a las condiciones naturales, con reducción de la transparencia, en general afectados por actividades antrópicas, en los cuales ocurren alteraciones indeseables en la calidad del agua derivados del aumento de la concentración de nutrientes e interferencias en sus múltiples usos.
63 < IET = 67	Supereutrófico	Cuerpos de agua con alta productividad en relación a las condiciones naturales, de baja transparencia, en general afectados por actividades antrópicas, en los cuales ocurren con frecuencia alteraciones indeseables en la calidad del agua, como el acontecimiento de episodios de floraciones de algas, e interferencias en sus múltiples usos.
> 67	Hipereutrófico	Cuerpos de agua afectados significativamente por las elevadas concentraciones de materia orgánica y nutrientes, con compromiso acentuado de sus usos, asociado a episodios de floraciones de algas o mortandades de peces, con consecuencias indeseables para sus múltiples usos, inclusive sobre las actividades pecuarias en las regiones ribereñas.

Fuente: Brasil (2012).

## 9.5 Variables que determinan los Índices de Estado Trófico

El Índice del Estado Trófico (IET) de un lago o embalse, presentado en el subpunto 9.4, no se resume apenas a la cuantificación de la concentración de nutrientes, sino que involucra la determinación de otros parámetros a partir de una matriz de varios indicadores, tales como biomasa del fitoplancton, zooplancton y bacterioplancton; concentración de oxígeno en el hipolimnio; transparencia y concentración de fósforo total en el agua.

A cada una de las características del lago en relación a estos indicadores es otorgado un valor numérico que permite, por medio de una fórmula empírica, calcular este índice de estado trófico. En muchos casos, el uso de un único criterio

no es indicado para determinar el índice de estado trófico (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Por tanto, la clasificación trófica de un ecosistema acuático debe basarse en el mayor número posible de variables. Los diversos criterios utilizados para definir el estado trófico de una masa de agua se refieren a los siguientes parámetros:

- **Concentración de nutrientes:** (fósforo total, ortofosfato, nitrógeno total e inorgánico disuelto – amoníaco, nitrito, nitrato);
- **Carga alóctono y autóctono de nutrientes inorgánicos:** esta carga es medida por medio de la cuantificación de los usos de la cuenca hidrográfica y de las interacciones sedimento-agua;
- **Tasa de consumo de oxígeno hipolimnético:** el consumo de oxígeno disuelto en el hipolimnio aumenta con la eutrofización;
- **Producción primaria del fitoplancton:** lagos hipereutróficos presentan valores de más de  $8.700 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$  (WELCH, 1980, apud TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008);
- **Clorofila-a:** para lagos oligotróficos, los valores de clorofila-a varían de 0 a  $4 \mu\text{g}$ ; para lagos mesotróficos, entre 4 y  $10 \mu\text{g}$ ; y para lagos eutróficos, de 10 a  $100 \mu\text{g}$ . Valores superiores para lagos eutróficos en regiones tropicales pueden darse.
- **Transparencia al disco de Secchi:** si la concentración de material en suspensión en el agua fuere siempre elevada, el uso del disco de Secchi para evaluar el grado de eutrofización no es recomendado;
- **Otros criterios:** se utilizan también criterios cualitativos y cuantitativos que asocian los índices de estado trófico a la composición de especies, entre los cuales se destacan las razones Diatomáceas/Cianofíceas y Calanoida/Cyclopoida, así como la biomasa de invertebrados bentónicos.

Todos los criterios descritos deben tener en cuenta las características hidrológicas y morfométricas del lago, tales como: volumen; profundidad máxima; área del lago; área de la cuenca hidrográfica; balance hidrológico; área y volumen del hipolimnio (en caso de estratificación), y tiempo de residencia. Factores geográficos como latitud y, en consecuencia temperatura del aire, ciclo anual de precipitación, drenaje,

## Calidad de Agua en Embalses

ciclo estacional de la temperatura del agua y vientos, también son fundamentales para la comprensión de los procesos de eutrofización en los lagos, principalmente en sus bases regionales (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

### REFERENCIA

ABILHOA, Vinícius. Ictiofauna. In: ANDREOLI, C.V. & CARNEIRO, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: Gráfica Capital, LTDA, 2005. 500p. cap. 13, p.437-456.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. - Brasília: ANA, SPR, 2005. 176P.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Disponível em:<<http://pnqa.ana.gov.br/default.aspx>>. Acesso em: 14 jun 2012.

AGUIAR, Mônica Regina Marques Palermo de; NOVAES, A. C.; GUARINO, A. W. S. **Remoção de Metais Pesados De Efluentes Industriais Por Aluminossilicatos. Química. Nova**, Rio de Janeiro, Vol. 25, No. 6B, 1145-1154, 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%0D/qn/v25n6b/13130.pdf>>. Acesso em: 14 jun 2012.

AGUILA, Laura Maria Rull del. **Gradiente Trófico No Rio Sapucaí (Reservatório de Furnas - MG): Relação com Distribuição do Zooplâncton e os Usos do Solo**. 2001. Tese (Mestrado Em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Instituto de Ciências Biológicas da UFMG. Minas Gerais, 2001. Disponível em: <[http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/art\\_pdf/Diss\\_Laura\\_Rull.pdf](http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/art_pdf/Diss_Laura_Rull.pdf)>. Acesso em: 14 jun. 2012.

ALMEIDA, Viviane Lúcia. dos Santos. et al. **Fauna Planctônica de um Reservatório Eutrófico do Estado de Pernambuco**. In: **IX Jornada de ensino Pesquisa e Extensão da UFRPE, 2009, Pernambuco**. Resumo da. IX Jornada de ensino Pesquisa e Extensão da UFRPE, 2009 Disponível em: <<http://www.eventosufrpe.com.br/jepex2009/cd/resumos/R0570-1.pdf>> Acesso em: 10 jun 2012.

ALVES, Eliane Cristina. et al. **Avaliação da Qualidade da Água da Bacia do Rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, Por Meio de Parâmetros Físicos, Químicos e Microbiológicos**. Acta Scientiarum Technology, Maringá, v.30, n. 1, p. 39-48, 2008. Disponível em: <<http://eduem.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/3199/1929>>. Acesso em: 10 jun 2012.

ART, H. W. (Ed.). **Dicionário de Ecologia e Ciências Ambientais**. 2ª ed. São Paulo: UNESP: Companhia Melhoramentos, 2001.

BAILLY, Dayani; AGOSTINHO, A. A.; SUZUKI, H. I.; LUIZ, E. A. **Características Reprodutivas de Espécies de Astyanax e Sucesso na Colonização de Reservatórios do Rio Iguaçu**, PR. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. Maringá: Rima, 2005. cap. 19, p. 243-252.

BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; BORICS, G. & ROCHA, O. 1999. **The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River Tiete basin, São Paulo state, Brazil**. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, p. 425-437.

BEZERRA-NETO, José Fernandes; PINTO-COELHO, R. M. **A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: lagoa do Nado**, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. *Acta Scientiarum*, Maringá, v.24, n. 2, p. 285-290, 2002. Disponível em: <<http://eduem.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/2263/2243>>. Acesso em: 24 mai. 2012.

BOLLMANN, Harry Alberto; CARNEIRO, C.; PERGORINI, E. S. **Qualidade da Água e Dinâmica de Nutrientes**. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: Gráfica Capital, LTDA, 2005. 500p. cap. 7, p. 213-270.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 313 p

BRANCO, S. M. A Água e o Homem. In: PORTO, R. L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W. et al. **Hidrologia ambiental**. v.3. São Paulo: Edusp: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

BRASIL. **Comentários Sobre a Portaria MS n.º 518/2004: Subsídios para Implementação / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Ministério da Saúde**, 2005. 92 p. – (Série E. Legislação em Saúde). Disponível em: <[http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/comentarios\\_port\\_518\\_2004.pdf](http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/comentarios_port_518_2004.pdf)>. Acesso em: 15 jun. 2012.

BRASIL. **Inspeção Sanitária em Abastecimento de Água / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde**. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 84 p. – (Série A. Normas e Manuais Técnicos) Disponível em: <[http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/manual\\_inspecao\\_sanitaria.pdf](http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/manual_inspecao_sanitaria.pdf)>. Acesso em: 15 jun. 2012.

BRITO, S. L. **Caracterização Limnológica e Produtividade Secundária das Principais Espécies de Microcrustáceos em dois Braços dos Reservatórios de Três Marias e Furnas, Minas Gerais, Brasil.** 2010. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Ciências Biológicas da UFMG. Minas Gerais, 2010. Disponível em: <[http://www.ufmg.br/pos/ecologia/images/documentos/teses\\_dissertacoes/Tese\\_de\\_Doutorado-Sofia\\_Luiza\\_Brito.pdf](http://www.ufmg.br/pos/ecologia/images/documentos/teses_dissertacoes/Tese_de_Doutorado-Sofia_Luiza_Brito.pdf)>. Acesso em: 12 jun 2012.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L.B.; MINOTI, R. T. **A produtividade Primária pelo Fitoplâncton na Represa de Salto Grande.** In: Raoul Henry (editor). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. cap 5, p. 109–148.

CAVENAGHI, Anderson Luis. **Caracterização da Qualidade de Água e Sedimento Relacionados Com a Ocorrência de Plantas Aquáticas em Cinco Reservatórios da Bacia do Rio Tietê.** 2003. Tese (Doutorado em Agronomia). UNESP. Botucatu, 2003. Disponível em: <[http://www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/bla/33004064034P1/2003/cavenaghi\\_al\\_dr\\_botfca.pdf](http://www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/bla/33004064034P1/2003/cavenaghi_al_dr_botfca.pdf)> Acesso em: 1 jun. 2012.

COELHO-BOTELHO, Márcia Janete. **Dinâmica da Comunidade Zooplanctônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios.** In: Biota IV . 2003. São Paulo: FAPESP – CETESB. **Resumo do Biota IV 2003.** Disponível em: <<http://servicos.cna.unicamp.br/info/historico/simp2003/textos/zooplancton.pdf>> Acesso em: 7 jun. 2012.

COPEL. **Planejamento energético.** <http://www.copel.com/hpcopel/geracao/index.jsp>. Acesso em: 12 jun/12

ESKINAZI-SANT'ANNA, Eneida Maria. et al. **Composição Da Comunidade Zooplanctônica Em Reservatórios Eutróficos Do Semi-Árido Do Rio Grande Do Norte.** Oecologia Brasiliensis, Natal, 2007.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FERNANDES, L. F. et al. **Comunidades Fitoplanctônicas em Ambientes Lênticos.** In: ANDREOLI, C.V. & CARNEIRO, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados.** Curitiba: Gráfica Capital, LTDA, 2005. 500p. cap. 9, p. 303-366.



FONTENELE, N. M. B. **Diagnóstico dos Usos da Água**. v.2. In: SRH-FUNCEME. **Projeto estudo da qualidade das águas em Reservatórios superficiais da bacia Metropolitana**. Relatório final. Ceará: Relatório técnico SRH-FUNCEME, 2002. Disponível em:<<http://www.funceme.br/dmdocuments/Qualidade.pdf>> Acesso em: 5 jun. 2012.

HENRY, R.. Heart budgets, **thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs**. In: J G Tundisi; M. Straskraba. (Org.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Ed.: Backhuys Publishers, 1999, v. 1, p. 125-151.

HENRY, Raoul. **A variabilidade de Alguns Fatores Físicos e Químicos da Água e Implicações para Amostragem: Estudos de Caso em quatro Represas do Estado de São Paulo** In: BICUDO, C. E. de M.; BICUDO, D.C. (Org.). **Amostragem em Limnologia**. São Paulo: RIMA, 2004. cap 15, p.245-262.

HENRY, Raoul. et al. **Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP)**. Revista Brasileira de Biologia, São Paulo, 1998. Disponível em:<<http://www.scielo.br/pdf/rbbio/v58n4/v58n4a4.pdf>>. Acesso em: 1º jun. 2012.

ILLIES, J. **Versuch einer allgemeinen biozoologischen Gliederung der Fließgewässer**. 1961. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 46, 205–213.

JORGENSEN, S.E.; VOLLENWEIDER, R.A. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Princípios para o gerenciamento de lagos**. v.1. Adaptação: TUNDISI, J.G. São Carlos: ILEC; IIE; UNEP, 2000. 200p.

JÚLIO-JÚNIOR, H. F. et al. **Distribuição e caracterização dos reservatórios**. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. Maringá: Rima, 2005. cap. 1, p. 1-16.

JUNK, W. J.; WELCOMME, R. L. 1990. Floodplains. In: PATTEN, B. C. *et al.* **Wetlands and Shallow Continental Water Bodies**. The Hague, The Netherlands: SPB Academic, v.1, p. 491-524.

LOPES P. M. & CALIMAN A. **A contribuição de ecossistemas lênticos para o entendimento da importância de processos regionais e locais sobre padrões geográficos de biodiversidade**. Sociedade Brasileira de Limnologia. Limnotemas, nov.2008. 29 p.



MARCELINO, Sérgio Catunda. **Zooplâncton como Bioindicadores do Estado Trófico na Seleção de Áreas Aqüícolas para Piscicultura em Tanque-Rede no Reservatório da UHE Pedra no Rio de Contas, Jequié – BA. Pernambuco.** 2007. Tese (Mestrado Recursos Pesqueiros e Aqüicultura) Departamento de Pesca e Aquicultura da UFRPE. Recife, 2007. Disponível em: <<http://www.pgpa.ufrpe.br/Trabalhos/2007/T2007scm.pdf>>. Acesso em: 10 jun 2012.

MARGALEF R. 1983. **Limnologia**. Editora Omega, Barcelona, 1100 p

MARQUES, Maria Nogueira; COTRIM, M. B.; PIRES, M. A. F. **Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape**, São Paulo. Química Nova, Vol. 30, No. 5, 1171-1178, 2007. Disponível em: <<http://www.quimicanova.sbq.org.br/qn/qnol/2007/vol30n5/22-AR06284.pdf>> Acesso em: 24 de mai. 2012.

MEIRELES, Ana Célia Maia; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. de. **Sazonalidade da Qualidade das Águas do Açude Edson Queiroz, Bacia do Acaraú, no Semi-Árido Cearense**. Revista Ciência Agronômica, Ceará, v.38, n.1, p.25-31, 2007. Disponível em: <<http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/viewFile/145/140>>. Acesso em: 1º jun. 2012.

MEIRINHO, Patricia do Amaral. **Compartmentalização da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (Braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)**. 2010. Tese (Mestrado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-30112010-174247/>>. Acesso em: 10 jun. 2012.

MELÃO, M. G. G. A. **Produtividade Secundária do Zooplâncton: Métodos, Implicações e um Estudo na Lagoa Dourada**. In: Raoul Henry (editor). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. cap 6, p. 149-183.

MELO-JÚNIOR, Mauro de. et al. **Crustáceos Planctônicos de um Reservatório Oligotrófico do Nordeste do Brasil**. Revista Brasileira de Zoociências, 2007. Disponível em: <<http://www.editoraufjf.com.br/revista/index.php/zoociencias/article/viewFile/132/122>>. Acesso em: 7 jun 2012.

MOREIRA, Leonardo M. et al. **Influência de Diferentes Sistemas de Solvente Água-Etanol Sobre as Propriedades Físico-Químicas e Espectroscópicas dos Compostos Macrocíclicos Feofitina e Clorofila a**. Química Nova, Vol. 33, No. 2,

258-262, 2010. Disponível em: <<http://www.quimicanova.sbq.org.br/qn/qnol/2010/vol33n2/04-AR08680.pdf>> Acesso em: 1º jun. 2012.

NOGUEIRA, Vicente P. Q. **Qualidade da água em Lagos e Reservatórios** In: PORTO, R. L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W. et al. **Hidrologia ambiental**. v.3. São Paulo: Edusp: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

NOVAES, José Luis Costa; CARVALHO, E.D. **Recursos pesqueiros oriundos da pesca artesanal no reservatório de Jurumirim, Rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil**. Boletim do Instituto de Pesca, v.35, nº. 4, p. 553-565, 2009. Disponível em: <[http://www.sumarios.org/sites/default/files/pdfs/35\\_4\\_553-565.pdf](http://www.sumarios.org/sites/default/files/pdfs/35_4_553-565.pdf)>. Acesso em: 15 jun. 2012.

ODUM, Eugene Pleasants. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.

PIEDRAS, Sérgio Renato Noguez. et al. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil**. Ciência Rural, Santa Maria, v.36, n.2, p.494-500, 2006. Disponível em: <<http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/pdf/331/33136220.pdf>>. Acesso em: 10 jun 2012.

PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. **Caracterização da Qualidade da Água**. In: PORTO, R. L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W. et al. **Hidrologia ambiental**. v.3. São Paulo: Edusp: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

ROCHA, Solange Martone; PIVELI, R. P. V-057 - **Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores de Poluição na Represa do Guarapiranga - São Paulo – Brasil**. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2000. Porto Alegre, 2000. Resumo do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/v-057.pdf>>. Acesso em: 10 jun 2012.

RODRIGUES, Leon Maximiliano. **Alterações espaciais e temporais de características limnológicas resultantes da transformação rio-reservatório da usina hidrelétrica Dona Francisca, RS, Brasil**. 2002. Tese (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto alegre, 2002. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10183/5490>>. Acesso em: 1º jun. 2012.

SÁ, Lena Lílian Canto de. et al. **Qualidade microbiológica da água para consumo humano em duas áreas contempladas com intervenções de saneamento –**

**Belém do Pará, Brasil.** Epidemiologia e Serviços de Saúde. Vol. 14, Nº 3, 2005. Disponível

em:<[http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/4artigo\\_qualidade\\_agua.pdf](http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/4artigo_qualidade_agua.pdf)>

Acesso em:15 jun. 2012.

SCHÄFER, Alois. **Fundamentos da Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais.** Porto Alegre: UFRG, 1985. 532p.

SENDACZ, S. et al. **Sistemas em Cascata: Concentrações e Cargas de Nutrientes no Sistema Produtor Alto Tietê, São Paulo.** In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. et al. **Ecologia de reservatórios. Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** 2ª Ed. São Carlos: Rima, 2006. 459p. cap 17, p. 417-434.

SERAFIM-JUNIOR, M. et al. **Comunidade Zooplanctônica.** In: ANDREOLI, C.V. & CARNEIRO, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados.** Curitiba: Gráfica Capital, LTDA, 2005. Cap. 12, p.409-434.

SERAFIM JÚNIOR, M., et al. **Zooplâncton.** In: CUNHA, C.L.N., CARNEIRO, C. GOBBI, E.F., ANDREOLI, C.V. **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde,** PR. Editora: UFPR, Curitiba, PR, 2011. Cap. 14, p. 307-322.

SILVA, Ana Elisa Pereira. et al. **Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus.** Acta Amazica [online]. vol.38, n.4, pp. 733-742, 2008. Disponível em:<<http://www.scielo.br/pdf/aa/v38n4/v38n4a17.pdf>> Acesso em 7 jun. 2012.

SILVA, Ana Elisa Pereira. et al. **Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus.**Acta Amazonica.[online] , vol.38, n.4, p. 733-742, 2008.Disponível em:<<http://www.scielo.br/pdf/aa/v38n4/v38n4a17.pdf>> Acesso em: 7 jun. 2012.

SILVA, Marta Miguel Rodrigues Duarte da. **A Evolução do estado trófico da Albufeira do Rio Sôrdo (Vila Real): Indicadores biológicos.** 2003. Tese (Mestrado em Ecologia Aplicada) Universidade do Porto. Reitoria. Portugal, 2003. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10216/10523>>. Acesso em: 10 jun 2012.

SOUZA, P.A.P. **Importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas.** In: **FELICIDADE,** N. et al. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil.** São Carlos: Rima, 2001. p.55-66

STRAHLER, A.N.; STRAHLER, A. H. **Geografia Física.** 3 Ed. Barcelona: Ediciones

Omega, 1994.

STRASKRABA, M. et al. **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. 293p

STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. In: TUNDISI, J. G. ed. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Carlos, ILEC/IEE. 2000. v.9, 280p.

SUZUKI, H. I. et al. **Estratégias Reprodutivas de Assembléias de Peixes em Reservatórios**. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. Maringá: Rima, 2005. cap. 18, p. 223-242.

TAKEDA, A. M. et al. **Larvas de Chironomidae em Cascata de Reservatórios no Rio Iguaçu (PR)**. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. Maringá: Rima, 2005. cap. 12, p. 147-159.

THOMAZ, S. M. et al. **Ocorrência e Distribuição Espacial de Macrófitas Aquáticas em Reservatórios**. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. Maringá: Rima, 2005. cap. 22, p. 281-292.

THORNTON, K.W. 1990. **Perspectives on reservoir limnology**. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L. & PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, p. 1-13.

TUNDISI, José Galizia. **“Estratificação hidráulica” em reservatórios e suas consequências ecológicas**. 1984. **Cienc. Cult.**, 36(9): 1489-1496,

TUNDISI, José Galizia. **Reservatórios como Sistemas Complexos: Teoria, Aplicações e Perspectivas para Usos Múltiplos**. In: Henry, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO; FAPESP, 1999. cap. 1, p. 19-38.

TUNDISI, José Galizia. **Gerenciamento Integrado de Bacias e Hidrográficas e Reservatórios – Estudos de Caso e Perspectivas**. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. et al. **Ecologia de reservatórios. Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ª Ed. São Carlos: Rima, 2006. 459p. cap 1, p. 1-21.

TUNDISI, J.G. & SAIJO, Y. **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil**. Brazilian Academy of Science, 1997. 513p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Lagos e Reservatórios. Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização**. v.3. São Carlos: IIE, 2002.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI-MATSUMURA, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

TUNDISI-MATSUMURA, Takato. **Diversidade de Zooplâncton em Represas do Brasil**. In: Raoul Henry (editor). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. cap 2, p.39-54.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. v. 1, 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. **The serial discontinuity concept of lotic ecosystems**. In: FONTAINE, T.D. & BARTELL, S.M. (Ed.). **Dynamics of lotic ecosystems**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1983. p. 29-42.

WATANABE, Shiguelo (Coord.). **Glossário de Ecologia**. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1987. (Publicação. ACIESP, n. 57).

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian. 1993 Lisboa. 919P.

XAVIER, C. da F. et al. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: Gráfica Capital, LTDA, 2005. 500p. cap. 8, p. 271-302.

## GLOSARIO

**Abundancia:** número total de individuos de una especie o cantidad de recursos presente en un área específica.

**Advección:** proceso de transferencia de calor o de materia debido al movimiento horizontal de las masas de aire o de agua.

**Aeróbico:** sistema en el cual hay presencia de oxígeno. *Ver Anaeróbico.*

**Afluente (tributario):** curso de agua que fluye hacia un río de mayor magnitud o hacia un lago o embalse; un componente tributario.

**Alóctono:** referente a materia transportada hacia dentro de un sistema, particularmente minerales y materia orgánica transportada en aguas corrientes, lagos y embalses. *Ver Autóctono*

**Anaeróbico:** sistema desprovisto de oxígeno. *Ver Aeróbico.*

**Anión:** la parte de una molécula disociada que carga una carga eléctrica negativa.

**Anóxico:** condición de un sistema desprovisto de oxígeno; careciente de oxígeno.

**Antrópico:** todo lo que resulta de acciones humanas.

**Acuicultura:** cultivo de organismos acuáticos.

**Asimilación:** la incorporación de cualquier material dentro de los tejidos, células y fluidos de un organismo.

**Autóctono:** referente a los materiales producidos dentro del sistema de origen orgánico y minerales reciclados en arroyos, lagos y embalses. *Ver Alóctono.*

**Autotrófico:** organismo que asimila energía o de la luz del sol (plantas verdes) o de compuestos inorgánicos (bacteria de azufre). *Ver Heterotrófico.*

**Cuenca Hidrográfica:** conjunto de tierras que forman el drenaje del agua de las precipitaciones hacia ese curso de agua y sus afluentes. La formación de la cuenca hidrográfica se da a través de los desniveles de los terrenos que orientan los cursos del agua, siempre de las áreas más altas hacia las más bajas.

**Bentónico:** perteneciente o viviendo en la región bentónica, la cual se localiza en el fondo.

**Bentos:** relativo al fondo. Conjunto de organismos asociados con el fondo de un cuerpo de agua.

**Biodegradable:** que puede ser descompuesto en sustancias naturales por procesos biológicos, especialmente la acción bacteriana.

**Biodiversidad:** diversidad de especies; número y abundancia relativa de todas las especies dentro de un área determinada.

**Bioindicadores:** es una especie o grupo de especies que refleja el estado biótico o abiótico de un medio ambiente, o también el impacto producido sobre un hábitat, comunidad o ecosistema.

**Biomasa:** masa total de sustancia viva en determinado cuerpo de agua.

**Biota:** la fauna y flora juntas.

**Bioturbación:** Proceso de construcción de estructuras sedimentarias de origen biológico (como agujeros de cangrejos o, acumulaciones arenícolas, marcas de patas, etc.) características de ambientes específicos,

**Cadena alimentaria:** la representación de un paso de energía de un productor primario a través de una serie de consumidores en niveles tróficos (de alimentación) progresivamente más altos. Por ejemplo, planta – herbívoro - carnívoro, y así sucesivamente.

**Carnívoro:** un organismo que consume mayoritariamente carne.

**Catión:** la parte de una molécula disociada que carga una carga eléctrica positiva.

**Cianobacterias:** organismos que realizan fotosíntesis como las plantas, pero que no son estructuralmente semejantes a otras bacterias fotosintéticas.

**Clorofila:** pigmento verde de células vegetales que absorbe energía solar por la fotosíntesis y produce materia orgánica.

**Cuerpo hídrico:** término general que designa cualquier masa de agua en la superficie de la Tierra, como lago, laguna, represa, río u océano.

**Defluente:** es el nombre dado a los ríos menores que se separan de ríos principales en bifurcaciones, siendo un fenómeno contrario y mucho más raro que la afluencia.

**Detritívoro:** un organismo que se alimenta de materia orgánica recientemente muerta o parcialmente descompuesta.

**Detrito:** la materia orgánica recientemente muerta o parcialmente descompuesta.

**Diversidad:** número de especies diferentes y su relativa abundancia en un área.



**Ecología:** La palabra ecología (gr. “oikos” = casa, y “logos” = estudio), comenzó a ser usada en la última mitad del siglo XIX. En 1969, Ernest Haeckel definió la ecología como:

***“El conocimiento de todas las relaciones del animal tanto con su ambiente orgánico como con su ambiente inorgánico; incluyendo por sobre todo sus relaciones amigables y no amigables con aquellos animales y plantas con las cuales él entra en contacto directo e indirecto”.***

Diferentes definiciones pueden ser encontradas para la palabra ecología, tales como:

- ← Historia natural científica;
- ← Estudio de la estructura y función de la naturaleza;
- ← Estudio de las relaciones entre los organismos y la totalidad de los factores físicos y biológicos que los afectan o son influenciados por ellos;
- ← Estudio científico de las interacciones que determinan la distribución y la abundancia de los organismos;
- ← Estudio de los seres vivos en relación con el medio en que viven;
- ← Ciencia a través de la cual estudiamos cómo los organismos interactúan dentro de su mundo natural.

**Ecosistema:** sistemas naturales o artificiales, limitados por un espacio físico, donde coexisten e interactúan factores bióticos y abióticos generando ambientes característicos. Ej.: ecosistema lacustre, fluvial, forestal, campestre, etc.

**Endémico:** que es exclusivo de una determinada región.



**Efluente:** descarga líquida de desagües municipales, industriales o sépticos vertidos en aguas superficiales, como lagos, represas y agua corriente.

**Energía:** la capacidad de realizar trabajo.

**Enzima:** un compuesto orgánico en una célula viva o secretado por ella que acelera una determinada transformación bioquímica a ser afectada por ella.

**Epilimnio:** es la capa superficial de lagos y represas.

**Estratificación térmica:** la precisa separación de las capas de agua por la temperatura, con la capa más caliente situándose generalmente sobre la capa más fría.

**Estratificación:** variación, en función de la profundidad, de propiedades como temperatura, gases disueltos o solutos de las aguas de lagos y represas.

**Eutrófico:** lagos o represas que reciben gran cantidad de nutrientes provenientes de su área de drenaje. Las aguas eutróficas son caracterizadas por alta actividad fotosintética y baja transparencia.

**Fitoplancton:** es el conjunto de organismos microscópicos fotosintetizantes adaptados a pasar parte o todo el tiempo de su vida en suspensión en aguas abiertas oceánicas o continentales.

**Fótico:** perteneciente a las aguas superficiales hasta la profundidad de penetración de la luz.

**Fotosíntesis:** proceso por el cual las plantas y algunas bacterias utilizan la energía luminosa para sintetizar sustancia orgánica a partir de sustancia inorgánica.

**Hábitat:** incluye el espacio físico y los factores abióticos que condicionan un ecosistema y por esta vía determinan la distribución de las poblaciones de una comunidad dada.

**Herbívoro:** un organismo que consume plantas vivas o partes de ellas.

**Heterotrófico:** un organismo que usa materiales orgánicos como fuente de energía y nutrientes. Ver Autotrófico.

**Hipolimnio:** aguas más profundas, debajo del metalimnio, de lagos y represas.

**Ictiofauna:** término general relativo a todos los tipos de peces.

**Ión:** las partes disociadas de una molécula.

**Isotérmico:** “misma temperatura”; término típico usado para los perfiles verticales de temperatura en lagos y represas.

**Aguas abajo:** en hidráulica, es todo punto referencial o sección de río comprendido entre el observador y la confluencia de un curso de agua - o sea, río abajo en relación a este observador. Ver Aguas arriba.

**Lacustre:** relativo a lagos; son componentes temporarios en el paisaje, depresiones en el terreno rellenas con agua, tendiendo, a lo largo del tiempo geológico, a ser rellenas (i.e., colmatadas) con sedimentos provenientes del ambiente terrestre.

**Limnología:** estudio de las aguas continentales (lagos, represas, ríos, planicies) incluyendo sus aspectos físicos, químicos y biológicos.

**Manantial:** son las fuentes de agua, superficiales o subterráneas, utilizadas para abastecimiento humano y mantenimiento de actividades económicas. Las áreas de manantiales comprenden las porciones del territorio recorridas y drenadas por los cursos de agua, desde las nacientes hasta los ríos y represas.

**Materia orgánica:** moléculas que contienen carbono, producidas por plantas, animales y seres humanos.

**Mesotrófico:** lago o represa cuya agua recibe del manantial cantidad moderada de nutrientes. El fitoplancton y otros organismos acuáticos no son muy numerosos.

**Metalimnio:** parte del lago o represa donde hay gran gradiente de densidad.

**Aguas arriba:** en hidráulica, es todo punto referencial o sección de río que se sitúa antes de un punto referencial cualquiera de un curso de agua. Siendo así, la confluencia de un río es el punto más aguas abajo de este río, así como la naciente es su punto más aguas arriba. Ver Aguas abajo.

**Morfología:** término que se refiere a la forma de un organismo o sistema, como por ejemplo, un lago o represa.

**Morfometría:** descripción de la estructura física de un lago o de una represa, como profundidad, perímetro de las márgenes, etc.

**Nivel trófico:** la posición en la cadena alimentaria, determinada por el número de pasos de transferencia de energía hasta aquel nivel.

**Oligotrófico:** cuerpo de agua de un lago, o represa, que recibe del manantial una

cantidad relativamente pequeña de nutrientes. La biomasa de fitoplancton y la de otros organismos acuáticos no es grande.

**Omnívoro:** un organismo cuya dieta es amplia, incluyendo tanto alimentos animales como vegetales; específicamente, un organismo que se alimenta de un nivel más trófico.

**Pelágico:** término que se refiere a las aguas abiertas de lagos y represas.

**Perifiton:** es definido como una comunidad compleja de algas, bacterias, hongos y animales, además de detritos, adheridos a substratos sumergidos orgánicos o inorgánicos, vivos o muertos.

**Piscívoros:** organismos que se alimentan de peces.

**Planctívoros:** organismos que consumen plancton.

**Plancton:** el plancton (del griego 'plágchton', errante) está constituido por animales y vegetales que debido a su tamaño y capacidad locomotora reducida no consiguen oponerse al movimiento de las masas de agua. Son compuestos básicamente por microalgas (fitoplancton), animales (zooplancton), protistas (protozooplancton) y organismos procariontes autótrofos y heterótrofos (bacterioplancton).

**Planctónico:** organismo constituyente del plancton.

**Productividad primaria:** resultado de la fotosíntesis, representa el inicio de la introducción de la materia orgánica en la red trófica.

**Reofílicos:** son peces que necesitan del ambiente lótico para completar su ciclo de vida. Estos peces pueden ser migratorios o no.

**Sedimento:** término general para cualquier material particulado no consolidado que fue depositado por un agente de transporte, como agua, hielo o viento.

**Termoclina:** capa de discontinuidad entre dos masas de agua, donde la temperatura sufre una variación rápida.

**Tributario (afluente):** curso de agua que fluye hacia un río de mayor magnitud o hacia un lago o embalse.

**Trófico:** es el nivel de nutrición a que pertenece un individuo o una especie, que indica el paso de energía entre los seres vivos en un ecosistema.

Existen tres niveles tróficos principales:

- **Productores:** reúnen todos los seres capaces de autotrofia.
- **Consumidores:** son organismos que consumen productores y otros consumidores, generalmente heterótrofos.
- **Descompositores:** Consumen los restos de plantas y animales. Responsables por la devolución de minerales y nutrientes al ambiente, que servirán para productores una vez más, cerrando el ciclo.

**Vegas:** son áreas en las márgenes de un río que se inundan en época de creciente y/o vegetación localizada en las márgenes de los ríos sujeta a inundaciones periódicas.

**Zona eufótica:** capa superficial de las aguas de un lago, o represa, en la cual hay suficiente penetración de luz para permitir el crecimiento de plantas acuáticas.

**Zooplankton:** comunidad de organismos invertebrados que habitan la columna de agua alimentándose de bacterias, fitoplancton y detritos. Sirve de alimento para organismos de nivel más alto, inclusive peces.