

RÍOS DE VIDA

Dra. María del Carmen Tortorelli



Colección: LAS CIENCIAS NATURALES Y LA MATEMÁTICA

Colección: LAS CIENCIAS NATURALES Y LA MATEMÁTICA

RIOS DE VIDA

Dra. Maria del Carmen Tortorelli

ADVERTENCIA

La habilitación de las direcciones electrónicas y dominios de la web asociados, citados en este libro, debe ser considerada vigente para su acceso, a la fecha de edición de la presente publicación. Los eventuales cambios, en razón de la caducidad, transferencia de dominio, modificaciones y/o alteraciones de contenidos y su uso para otros propósitos, queda fuera de las previsiones de la presente edición -Por lo tanto, las direcciones electrónicas mencionadas en este libro, deben ser descartadas o consideradas, en este contexto-.

Distribución de carácter gratuito.

a u t o r i d a d e s

PRESIDENTE DE LA NACIÓN

Dra. Cristina Fernández de Kirchner

MINISTRO DE EDUCACIÓN

Dr. Alberto E. Sileoni

SECRETARIA DE EDUCACIÓN

Prof. María Inés Abrile de Vollmer

DIRECTORA EJECUTIVA DEL INSTITUTO NACIONAL DE
EDUCACIÓN TECNOLÓGICA

Lic. María Rosa Almandoz

DIRECTOR NACIONAL DEL CENTRO NACIONAL DE
EDUCACIÓN TECNOLÓGICA

Lic. Juan Manuel Kirschenbaum

DIRECTOR NACIONAL DE EDUCACIÓN TÉCNICO PROFESIONAL Y
OCUPACIONAL

Ing. Roberto Díaz

Ministerio de Educación.
Instituto Nacional de Educación Tecnológica.
Saavedra 789. C1229ACE.
Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
República Argentina.
2009

RIOS DE VIDA

Dra. Maria del Carmen Tortorelli



Colección: LAS CIENCIAS NATURALES Y LA MATEMÁTICA

Colección “Las Ciencias Naturales y la Matemática”.
Director de la Colección: Juan Manuel Kirschenbaum
Coordinadora general de la Colección: Haydeé Noceti.

Queda hecho el depósito que previene la ley N° 11.723. © Todos los derechos reservados por el Ministerio de Educación - Instituto Nacional de Educación Tecnológica.

La reproducción total o parcial, en forma idéntica o modificada por cualquier medio mecánico o electrónico incluyendo fotocopia, grabación o cualquier sistema de almacenamiento y recuperación de información no autorizada en forma expresa por el editor, viola derechos reservados.

Industria Argentina

ISBN 978-950-00-0704-7

Director de la Colección:
Lic. Juan Manuel Kirschenbaum
Coordinadora general y académica de la Colección:
Prof. Ing. Haydeé Noceti
Diseño didáctico y corrección de estilo:
Lic. María Inés Narvaja
Ing. Alejandra Santos
Coordinación y producción gráfica:
Tomás Ahumada
Diseño gráfico:
Ana Piaggio
Ilustraciones:
Diego Gonzalo Ferreyro
Retoques fotográficos:
Roberto Sobrado
Diseño de tapa:
Tomás Ahumada
Administración:
Cristina Caratozzolo
Néstor Hergenrether

Nuestro agradecimiento al personal del Centro Nacional de Educación Tecnológica por su colaboración.

Tortorelli, María del Carmen
Ríos de vida / María del Carmen Tortorelli; dirigido por Juan Manuel Kirschenbaum.
- 1a ed. - Buenos Aires: Ministerio de Educación de la Nación. Instituto Nacional de Educación Tecnológica, 2009.
216 p. ; 24x19 cm. (Las ciencias naturales y la matemática / Juan Manuel Kirschenbaum.)

ISBN 978-950-00-0704-7

1. Biología.
 2. Química.
 3. Enseñanza Secundaria
- I. Kirschenbaum, Juan Manuel, dir.
II. Título

CDD 570.712

Fecha de catalogación: 07/07/2009

Impreso en Anselmo L. Morvillo S. A., Av. Francisco Pienovi 317 (B1868DRG), Avellaneda, Pcia. de Buenos Aires, Argentina.

Tirada de esta edición: 100.000 ejemplares



*Dra. María del Carmen
Tortorelli*

La Autora

María del Carmen Tortorelli es Doctora en Ciencias Biológicas (UBA). Es Profesora Titular, Responsable del Área Biología General y Directora del Programa de Investigación en Ecotoxicología del Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján. Es Profesora de la Maestría en Ingeniería Ambiental de la Universidad Tecnológica Nacional (Facultad Regional Buenos Aires, Bahía Blanca, Avellaneda, Gral. Pacheco, Delta, Concepción del Uruguay y Concordia) y de la Maestría en Intervención Ambiental de la Universidad Nacional del Comahue.

Ha dictado numerosos cursos de postgrado y perfeccionamiento en Universidades Nacionales y del exterior: Universidad de Los Andes (Mérida, Venezuela), Universidad Simón Bolívar (Caracas, Venezuela), Universidad Mayor de San Andrés, (La Paz, Bolivia), Universidad Nacional Autónoma de Honduras (Tegucigalpa, Honduras), Universidad Nacional de Asunción, (Asunción, Paraguay), entre otras.

Su campo de investigación se centra en la evaluación del riesgo ecotoxicológico asociado a la emisión de potenciales contaminantes en ambientes dulceacuícolas. Ha publicado como autora y coautora alrededor de 50 trabajos de investigación en Revistas Científicas internacionales. Ha dirigido y dirige trabajos de tesis para la obtención del grado de Doctorado y Maestría en distintas universidades nacionales. En el año 2005 ha obtenido el Premio Nacional de Ingeniería, Mención Especial, otorgado por la Secretaría de Cultura, Presidencia de la Nación.

Ha asesorado a numerosos organismos públicos nacionales, provinciales y municipales y a empresas privadas nacionales y multinacionales en las áreas de la evaluación de riesgo ecológico y ecotoxicológicos, y en el diagnóstico de la calidad del medio y la selección e implementación de tecnologías de remediación en suelo, aguas superficiales y subterráneas.

Ríos de Vida	8
Capítulo 1:	
Cuerpos de agua superficiales: ríos y arroyos	9
• 1.1 El ciclo del agua en la naturaleza	11
• 1.2 Los ríos y la urbanización	14
Actividades	17
Capítulo 2:	
Los ríos modelan el paisaje	20
Actividades	25
Capítulo 3:	
Algunos parámetros hidrológicos relevantes	26
Actividades	29
Capítulo 4:	
La química del agua	32
• 4.1 Las excepcionales propiedades físico-químicas del agua	32
• 4.2 Procesos químicos en los cuerpos de aguas naturales	35
• 4.3 Solubilidad de gases y sólidos	36
• 4.4 Reacciones de óxido - reducción	38
• 4.5 Acidez y alcalinidad - el rol del dióxido de carbono en las aguas naturales	40
• 4.6 Complejación y quelación de metales	45
• 4.7 Procesos biológicos	50
• 4.7.1 Modelos metabólicos y relación con el oxígeno en los organismos vivos	51
• 4.7.2 Niveles tróficos y producción en los ecosistemas acuáticos	53
• 4.7.3 Ciclo de la materia y los ciclos biogeoquímicos	57
Actividades	70
Capítulo 5:	
La evaluación de la calidad de agua	80
• 5.1 La calidad de agua	82

• 5.2	Contaminación y calidad de agua	85
• 5.3	Indicadores de calidad de agua y niveles guía	88
• 5.4	Legislación nacional, provincial y organismos de aplicación	92
• 5.5	Parámetros de calidad de agua y niveles guía nacionales	96
• 5.5.1	Propiedades físicas y de agregación	98
• 5.5.1.1	Temperatura	99
• 5.5.1.2	Color	101
• 5.5.1.3	Conductividad	103
• 5.5.1.4	Salinidad	105
• 5.5.1.5	pH y alcalinidad	107
• 5.5.1.6	Turbidez y concentración de sólidos totales en suspensión	108
• 5.5.1.7	Dureza	113
• 5.5.2	Constituyentes químicos inorgánicos	114
• 5.5.2.1	Oxígeno disuelto, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO)	115
• 5.5.2.2	Cloro Residual Total	120
• 5.5.2.3	Amonio	122
• 5.5.2.4	Nutrientes: nitratos y fosfatos	124
• 5.5.2.5	Metales y metaloides	132
• 5.5.3	Compuestos orgánicos	140
• 5.5.4	Parámetros microbiológicos	149
• 5.5.5	Evaluación biológica y establecimiento de criterios biológicos	155
	Actividades	160
 Capítulo 6:		
	Remediación y restauración	166
• 6.1	Remediación de aguas superficiales y sedimentos	167
• 6.1.1	Tecnologías de remediación biológicas “in situ” y “ex situ”	170
• 6.1.2	Tecnologías de remediación físico-químicas “in situ” y “ex situ”	179
• 6.2	Restauración de ecosistemas dulceacuícolas	185
	Actividades	195
 Glosario		
		196
 Bibliografía		
		214

Ríos de vida

Los ríos nos inspiran, nos transportan, nos alimentan, generan actividades productivas, nos entretienen. Una gran parte de la historia, la cultura y el arte humano está asociada a los ríos.

Los ríos contribuyen a modelar el paisaje; transportan materiales y organismos vivos desde sus nacientes hasta su desembocadura en lagos u océanos, del mismo modo que el sistema circulatorio lo hace en nuestro cuerpo.

Los ríos constituyen algunos de los principales *ecosistemas* acuáticos de la superficie terrestre. Proveen a las comunidades humanas de alimento, a través de sus recursos *ictícolas* y de las planicies ribereñas aptas para la agricultura y ganadería, de agua potable, mediante la recarga de *acuíferos*, y de una alta *biodiversidad* disponible.

Las intervenciones de la ingeniería humana, tales como presas, embalses, proyectos de canalización, centrales hidroeléctricas, alteran las condiciones físico-químicas y el flujo de agua de los ríos; esto es, modifican su *geomorfología*. La actividad humana genera desechos que son descargados, muchas veces sin un adecuado tratamiento previo, alterando la calidad del agua y sedimentos, y generando efectos adversos sobre los ecosistemas impactados.



La preocupación por la problemática de la contaminación ambiental se ha incrementado en los últimos años, tanto en nuestro país como en el resto del mundo. En particular, la sociedad humana ha centrado su atención en los problemas ambientales asociados a los cuerpos de agua naturales derivados de la emisión accidental (derrames) o deliberada (*efluentes* domiciliarios e industriales).

Casi cotidianamente, los medios informativos plantean la preocupación de comunidades humanas locales relacionadas con la alteración real o potencial de ríos y arroyos sometidos a la emisión de desechos urbanos e industriales. Sin embargo, la población en general recibe escasa información acerca de las características de los cuerpos de agua potencialmente expuestos y de los criterios y herramientas científico-tecnológicos utilizados para su evaluación, control y manejo.

Intentaremos aquí aportar información acerca de algunas de las características físico-químicas e *hidrológicas* de los ríos y arroyos, los efectos de las emisiones de efluentes, incluyendo las evaluaciones de toxicidad de efluentes sobre los organismos vivos de aguas superficiales y sedimentos, y las estrategias aplicables para su remediación.

Cuerpos de agua superficiales: ríos y arroyos

1

Si observáramos el planeta desde el espacio, veríamos que la superficie terrestre es recorrida por una extensa red de canales que llevan el agua desde las montañas y planicies hacia los océanos. Son los ríos y arroyos que surcan la tierra.

Los términos *río* y *arroyo* describen las corrientes de agua naturales que fluyen con continuidad. Los *ríos* son cuerpos de agua de mayor tamaño que los *arroyos* y vacían su contenido en cuerpos de agua dulce o salada de mayor tamaño, tales como *lagos* y *océanos*.

La tierra y el agua están ecológicamente asociadas en sistemas denominados *cuencas hidrográficas* o *vertientes*. Una *cuenca hidrográfica* es el área de la superficie terrestre donde toda el agua que cae en ella y drena a partir de ella se dirige hacia el mismo lugar; es la región geográfica dentro de la cual el agua se vierte a un río, arroyo o masa de agua en particular.

Los ríos se forman como resultado de corrientes de agua menores, denominadas *afuentes* o *tributarios*, que se unen para formar el cuerpo de agua mayor.

Estos tributarios son clasificados de acuerdo a su posición en el sistema, a su *orden de flujo*. Así, un arroyo, que no recibe agua de otros afluentes, se denomina de *primer orden*. Dos arroyos de primer orden fluyen y se unen formando un arroyo de *segundo orden*. Los arroyos de segundo orden confluyen formando un arroyo de *tercer orden* y así sucesivamente, hasta que el río principal vierte sus aguas en un lago o en el océano (TABLA 1, FIGURA 1).



Figura 1: Tributarios y afluentes.

Afluente	Características
De Primer Orden	No conectado a alguna otra corriente tributaria
De Segundo Orden	Conectado a alguna otra corriente tributaria
De Tercer Orden	Conectado a, por lo menos, dos corrientes tributarias de segundo orden

Tabla 1: Clasificación de tributarios en relación al cuerpo de agua principal.

Los tributarios de primer orden constituyen el origen o cabecera de los ríos principales; se generan en las mayores alturas del terreno de la cuenca. Suelen ser cursos de agua de ancho y profundidad reducidos, con marcada pendiente, donde el flujo de agua, debido a la fuerza de gravedad, es rápido.

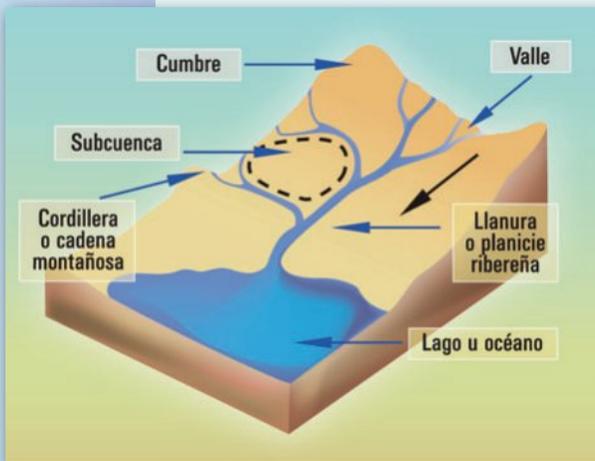


Figura 2: Esquematación de una cuenca hidrográfica sencilla.

El ancho y la profundidad de los afluentes tienden a incrementarse a medida que se avanza en el orden de clasificación. Del mismo modo, la pendiente y la velocidad de flujo muestran una tendencia decreciente.

La *cuenca hidrográfica* se compone de redes de afluentes, cada uno de los cuales fluye hacia un arroyo o río de mayor caudal.

Si observamos el esquema de una determinada región geográfica (FIGURA 2), es posible identificar los límites de una cuenca geográfica examinando las superficies altas y cordilleras montañosas que rodean a los ríos de la zona. La altura de las superficies elevadas y las cumbres montañosas definen los límites entre cuencas hidrográficas. El agua que cae en forma de *precipitación* sobre una cordillera montañosa o el agua de deshielo des-

cenderán por una ladera u otra, uniéndose a otras corrientes de agua, y fluirán hacia el océano. Las cuencas pueden ser pequeñas y tan grandes como la denominada *Cuenca del Plata*.



Figura 3: Cuenca hidrográfica del Plata. Fuente: Instituto Nacional del Agua, 2008, modificado.

La *Cuenca del Plata*, con una superficie de 3.200.000 km², es la quinta cuenca hidrográfica más grande del mundo. Abarca parte de los territorios pertenecientes a Argentina, Brasil, Bolivia y Uruguay, y la totalidad del territorio de Paraguay. El agua proveniente de las precipitaciones que caen en su superficie drena hacia múltiples corrientes y arroyos menores hasta descargarse en tres grandes ríos, Paraguay (2.459 km de longitud), Paraná (4.880 km) y Uruguay (1.600 km). Los ríos Paraná y Uruguay, a su vez, vierten sus aguas en el Río de la Plata, que se abre en un amplio estuario hacia el Océano Atlántico Sur. El agua que se infiltra en esta cuenca constituye el mayor volumen de recarga del cuarto mayor reservorio de agua subterránea del planeta, el acuífero *Guaraní* (FIGURA 3).

El ciclo del agua en la naturaleza

La mayor proporción de agua en el planeta es *agua salada* y se encuentra en los océanos y mares (FIGURA 4) y no es utilizable para el desarrollo de las actividades humanas sin previo tratamiento. El *agua dulce* representa apenas el 3% del total existente; de ella, el mayor porcentaje (68,7%) se encuentra en los *casquetes polares* y glaciares, bajo su forma sólida. La segunda fuente de agua dulce en el planeta está representada por el *agua subterránea* (30,1%). El *agua superficial*, contenida en lagos, humedales, ríos, arroyos y otros cuerpos de agua menores, más fácilmente disponible para la población humana, representa apenas el 0,3% del total. Los ríos transportan el 0,006 % del agua dulce disponible en el planeta (TABLA 2 ver pág. 11).

Así, el 99% del agua del planeta es inutilizable para las actividades humanas, ya sea debido a la necesidad de un complejo tratamiento previo a su uso o a dificultades tecnológicas para su extracción. La mayor proporción del *agua dulce* utilizable por las comunidades humanas se encuentra almacenada en los *acuíferos subterráneos* (99%) y en *lagos* (0,86%). Sólo el 0,02 % del agua dulce utilizable restante fluye encausada en *ríos y arroyos* (FIGURA 5; ver página 12) (U.S. Geological Survey, 2008).

A pesar de ello, la disponibilidad de agua dulce en el planeta resulta suficiente para las actividades humanas. Según U.S. Geological Survey (2008), existen 46.000 km³ de agua dulce aún disponible en cuerpos de agua superficiales y subterráneas, a nivel mundial, lo que representan alrededor de 5.000 m³ / habitante por año.

En América del Sur se encuentra el 25% de los recursos hídricos del mundo, lo que representará una disponibilidad de 23.805 m³ / habitante año para el año 2025. Nuestro país cuenta con de 814 km³/año de recursos hídricos totales renovables, incluyendo aguas superficiales y subterráneas, disponiendo de 21.981 m³ / habitante año, aunque desigualmente distribuidos en su territorio (UNESCO – ONU, 2007).

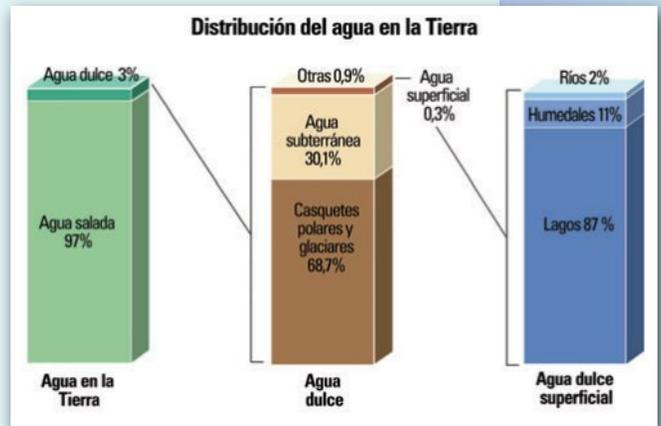


Figura 4: Distribución del agua en la Tierra (U.S. Geological Survey, 2008, modificado)

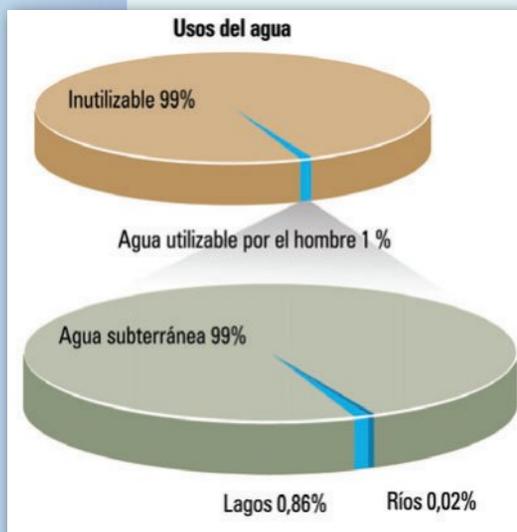
Distribución del agua en el planeta según la fuente del recurso			
Fuente	Volumen (km ³)	Agua dulce (%)	Agua total (%)
Océanos y mares	1.338.000.000	--	96,5
Casquetes polares, glaciares y nieves permanentes	1.338.000.000	--	96,5
Agua subterránea	23.400.000	--	1,7
• Agua dulce	10.530.000	30,1	0,76
• Agua salobre	12.870.000	--	0,94
Agua de poro (agua contenida entre los poros del suelo)	16.500	0,05	0,001
Hielo de profundidad y Permafrost (porción del suelo y subsuelo que permanece permanentemente helado).	300.000	0,86	0,022
Lagos y lagunas	176.400	--	0,013
• Agua dulce	91.000	0,26	0,007
• Agua salada y salobre	85.400	--	0,006
Humedales y pantanos	11.470	0,03	0,0008
Ríos	2.120	0,006	0,0002
Atmósfera	12.900	0,04	0,001
Agua biológica	1.120	0,003	0,0001
Total	1.386.000.000	--	100

Tabla 2: Distribución del agua según la fuente del recurso (U.S. Geological Survey, 2008, modificado)

El agua en la tierra se encuentra en permanente movimiento. El *ciclo del agua*, también denominado *ciclo hidrológico*, describe este movimiento continuo del agua sobre y debajo de la superficie terrestre. A lo largo del ciclo, el agua pasa del estado sólido al líquido y de éste al gaseoso, ocupando distintos compartimientos ambientales (FIGURA 6).

Los océanos y mares constituyen los mayores reservorios de agua en el planeta. La radiación solar eleva la temperatura del agua en los océanos, determinando su *evaporación*. El agua pasa a la atmósfera como vapor.

El hielo y la nieve pueden sublimar directamente como vapor en el aire y el agua contenida en las plantas y el suelo es evapotranspirada. La *sublimación* es la conversión entre las fases sólida y gaseosa de la materia, sin que exista un estado líquido intermedio. Se produce cuando existen ciertas condiciones climáticas, tales como una baja humedad relativa en el aire, corrientes de aire secas y significativa exposición a la radiación solar; es frecuente en la alta montaña.



La *evapotranspiración* es definida como la suma de la *evaporación* del agua contenida en la superficie y *subsurgencia* del suelo y la *transpiración* del agua contenida en los tejidos de las plantas, cuyas raíces están en contacto con el agua subterránea cercana a la superficie.

Corrientes de aire ascendente en la atmósfera elevan el vapor de aire, permitiendo que alcance temperaturas más bajas, produciéndose su *condensación* formando *nubes*. La *condensación* es el proceso por el cual el vapor de agua en el aire es transformado a su forma líquida.

Las corrientes de aire mueven las nubes produciendo su crecimiento y la colisión de las moléculas de agua, que caen nuevamente a la tierra como *precipitación*.

Figura 5: Agua disponible, a nivel mundial, para uso por parte de las comunidades humanas, y fuente del recurso (U.S. Geological Survey, 2008, modificado).

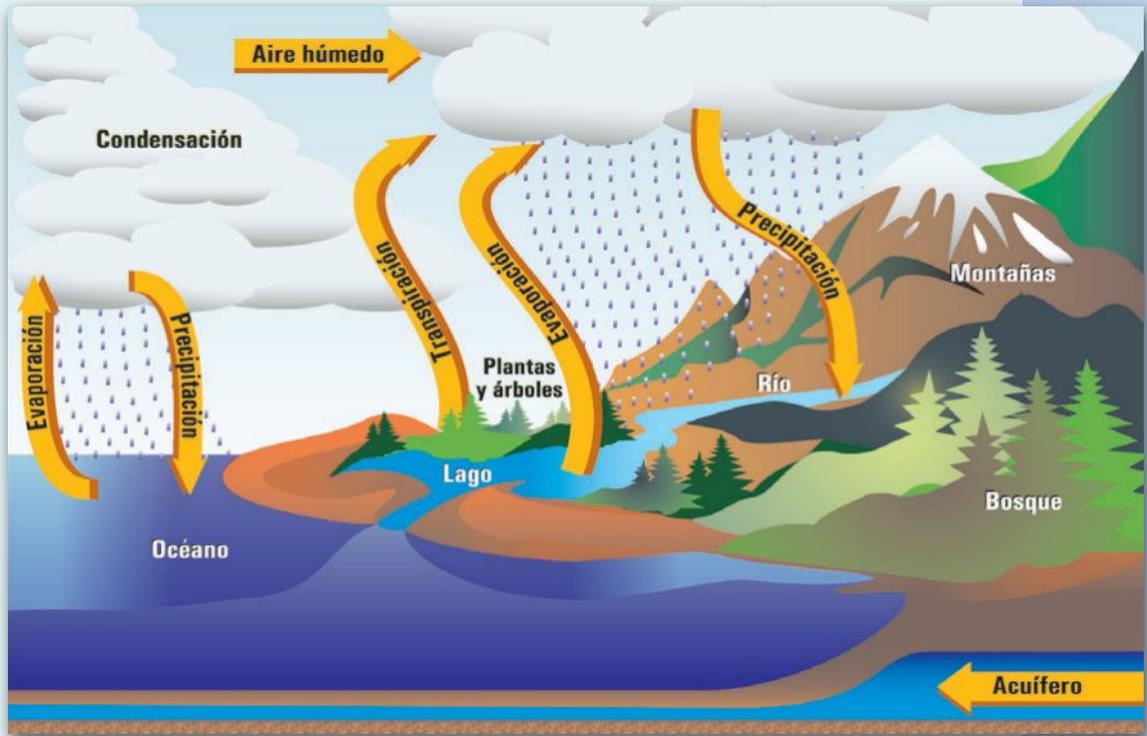


Figura 6: Ciclo del agua en la naturaleza

La **precipitación** es el agua liberada por las nubes en forma de lluvia, agua nieve, nevisca, nieve o granizo.

Dependiendo de la temperatura, parte de la precipitación cae en forma de nieve sólida y se acumula en casquetes de hielo y glaciares, los que pueden permanecer congelados durante miles de años. Las superficies nevadas, en los períodos de clima cálido, se descongelan y el agua en su estado líquido fluye sobre la tierra.

La mayor parte de las precipitaciones cae sobre los océanos y la tierra, donde, debido a la gravedad, el agua precipitada fluye como **escorrentía superficial**. La **escorrentía** es definida como la lámina de agua que circula sobre la superficie terrestre, a favor de un gradiente de gravedad; dependerá del **volumen** de la **precipitación**, de la capacidad de **evapotranspiración** del terreno y la vegetación circundante, y de la **infiltración** en el suelo.

La escorrentía y las **fuentes surgentes de agua subterránea** son acumuladas y almacenadas sobre la superficie, en **lagos**. Parte de la escorrentía es absorbida por la tierra y, por **infiltración**, reabastece los **acuíferos** subterráneos, los que almacenan enormes cantidades de agua dulce durante prolongados períodos de tiempo.

Una porción del agua infiltrada permanece cerca de la superficie de la tierra y puede emerger en los cuerpos de agua superficiales y océanos (**descarga de agua subterránea y fuentes surgentes**).

El exceso de **agua superficial**, resultado de la diferencia entre la precipitación, evapotranspiración e infiltración, fluye hacia los océanos. Los ríos y arroyos son las rutas a través de

las cuales ese agua es conducida hacia su destino final. Los acuíferos subterráneos, al emerger en determinadas zonas formando manantiales surgentes, sostienen y regulan el flujo de los ríos durante los períodos de ausencia de precipitaciones o deshielo.

Así, el agua permanece en movimiento entre el subsuelo, el suelo, los cuerpos de agua superficiales y la atmósfera. Desde cualquiera de estos compartimientos puede reingresar al océano, recomenzando el ciclo.

La cantidad de agua, considerando los diferentes compartimientos y estados de la materia, permanece en constante equilibrio por compensación entre los procesos de evaporación y evapotranspiración respecto de la precipitación y escorrentía. Así, es posible establecer el *balance hídrico* para una determinada región y época del año, como:

$$\text{Precipitación} = \text{Escorrentía (superficial y subterránea)} + \text{Evapotranspiración}$$

1.1

La evaluación del *balance hídrico* de una región permite predecir los requerimientos de precipitación necesarios para el desarrollo de las distintas actividades humanas y la renovación del recurso.

Los ríos y la urbanización

1.2

Los ríos y arroyos de ambientes urbanos y naturales presentan características marcadamente diferentes, tanto en su geomorfología como en el volumen de agua que transportan luego de un episodio de fuerte precipitación. Los cursos de agua que reciben los aportes

provenientes de zonas urbanizadas tienden a transportar mayor volumen de agua a una mayor velocidad que los correspondientes a los ambientes naturales, como resultado de niveles de precipitación similares.

Este fenómeno está claramente asociado al balance hídrico diferencial que caracteriza a ambos escenarios.

En los ambientes no urbanizados, naturales, alrededor del 50% del volumen de precipitación se infiltra en el terreno; de este porcentaje, cerca de la mitad permanece en la subsuperficie, retenido por las partículas del suelo no compactado y está disponible para la vegetación instalada en la zona. Como resultado del proceso de evapotranspiración, aproximadamente el 40% del agua precipitada es retornada a la atmósfera. Sólo una pequeña





porción del agua pluvial (alrededor del 10%) es drenada, por escorrentía, hacia los cuerpos de agua superficiales, tales como ríos, arroyos, lagunas y lagos.

En las áreas urbanizadas, por el contrario, la construcción de casas, edificios, instalaciones industriales, pavimento y estacionamientos para vehículos, sin un adecuado planeamiento urbano, disminuye la disponibilidad de suelo natural libre y reduce la vegetación de la zona. Como consecuencia de la existencia de extensas *superficies impermeables*, se reduce la potencial infiltración del agua. Las grandes ciudades, con un planeamiento urbano deficiente, presentan entre el **75%** y el **95%** de *superficies impermeables*. En consecuencia la mayor parte de las aguas pluviales no se infiltra en el suelo y fluye por las calles y zonas de estacionamiento, ingresa en las alcantarillas y canales de desagüe, desembocando finalmente en los cursos de agua naturales.

Cuando este exceso de agua es vertido directamente en un cuerpo de agua natural, ocurrirán cambios importantes en la estructura y función del ecosistema acuático.

Así, será posible observar un aumento de la frecuencia y la extensión de inundaciones después de las grandes tormentas. Los cuerpos de agua naturales deben transportar un mayor caudal de agua que el habitual; en consecuencia, la capacidad de su *canal* resulta ser excedida. El agua se desborda desde las márgenes e inunda el terreno circundante.

Dadas estas circunstancias, el exceso de agua transportado por el río o arroyo *erosiona* las márgenes. El sedimento, las arenas y *destritos* arrastrados por el agua alcanzan el cauce del río y se depositan allí, disminuyendo la profundidad del mismo. Además, el proceso de *erosión* de la ribera, con el tiempo, determina el ensanchamiento del cauce del río.

Como resultado, el *canal* del río aumenta su ancho y disminuye su profundidad, permitiendo que grandes volúmenes de agua transportada estén más expuestos a la luz solar, incrementando la temperatura del cuerpo de agua. Se modifican, así, las condiciones



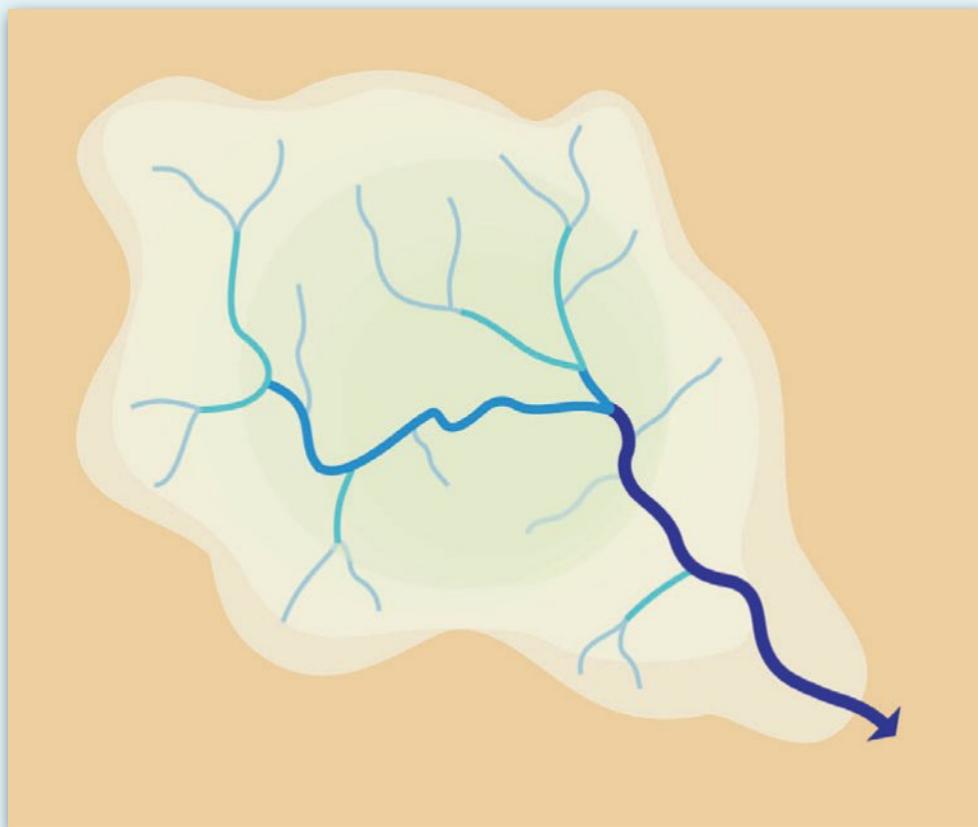
abióticas del ecosistema, afectando las condiciones de sobrevivencia de los organismos expuestos. A lo largo del tiempo, será posible observar cambios significativos en la biodiversidad presente en el sistema acuático.

El aumento de la temperatura del cuerpo de agua se asocia a un incremento de la evaporación. A lo largo del tiempo, las condiciones climáticas, específicamente, la humedad relativa ambiente, pueden resultar alteradas.

En los procesos de urbanización deficientemente planificada de una cuenca es posible observar, así, una rápida degradación de los ecosistemas acuáticos, incluyendo la erosión y deforestación de la ribera, alteraciones geomorfológicas e hidrológicas del cuerpo de agua y aumento de la temperatura. Estos factores físicos pueden afectar adversamente a las comunidades biológicas naturales, lo que puede generar, con el tiempo, una disminución en la biodiversidad.

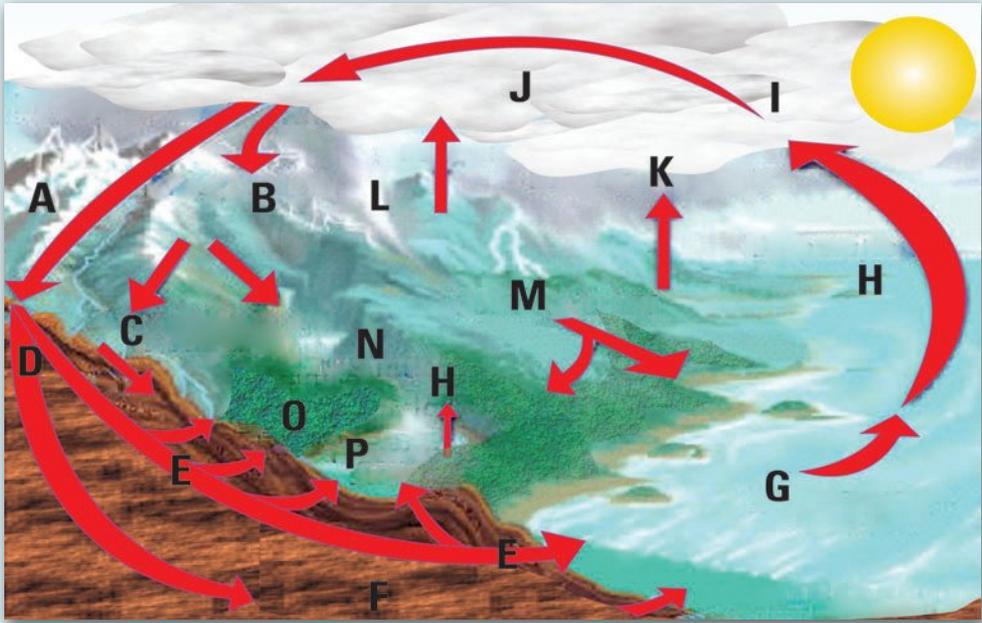
Actividades: Cuerpos de agua superficiales: arroyos y ríos

1.1. Identifique, en el siguiente esquema, los tributarios de primer, segundo, tercer y cuarto orden. Investigue acerca de las características predominantes, en cuanto a su geomorfología, de los tributarios de orden creciente.



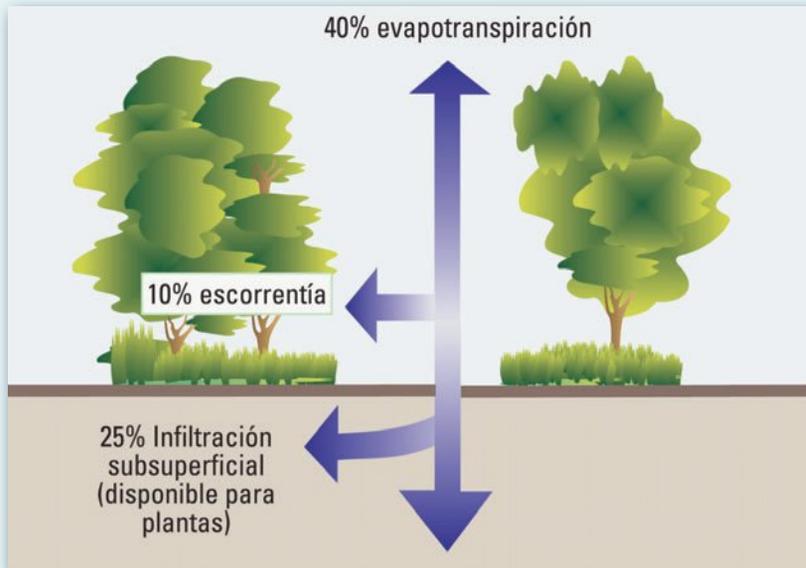
1.2. En un mapa de su región, identifique la cuenca hidrográfica más cercana a su lugar de residencia; señale los principales tributarios y clasifíquelos según su orden (<http://www.hidricosargentina.gov.ar/cartografia.html>; <http://www.hidricosargentina.gov.ar/mapacuencas.html>).

1.3. Identifique en el siguiente esquema los componentes del ciclo hidrológico: condensación, evapotranspiración, descarga de agua subterránea, infiltración, escorrentía de deshielo, escorrentía canalizada en ríos y arroyos, escorrentía superficial, almacenamiento de agua en forma de hielo y nieve; evaporación; almacenamiento superficial de agua dulce (lagos), almacenamiento en agua subterránea, precipitación; sublimación; almacenamiento en la atmósfera; almacenamiento en océanos; fuentes surgentes.

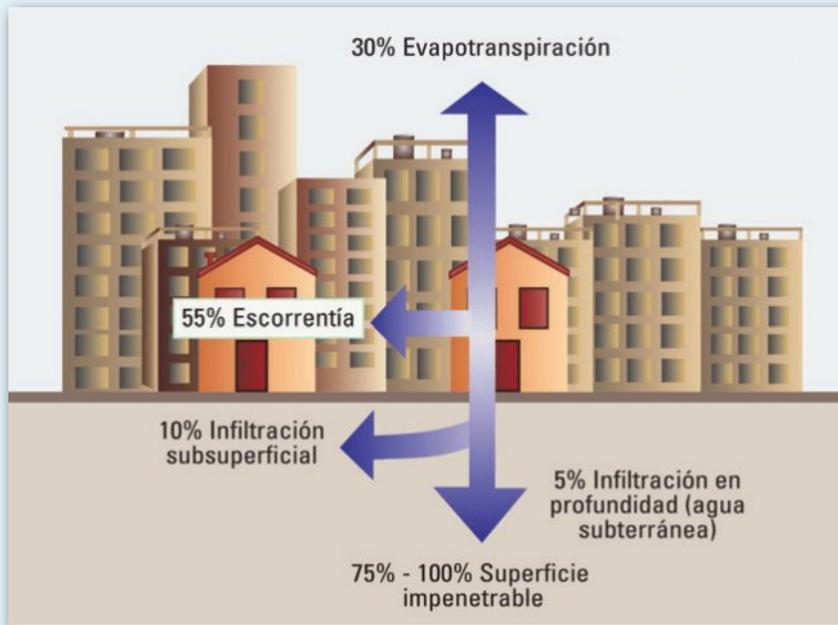


1.4. Identifique e investigue acerca de la presencia en la cuenca hidrográfica seleccionada en el ítem 1.2 de áreas asociadas a distintos estadios del ciclo hidrológico. Centre su atención en las características de las áreas cercanas a su localidad. (<http://www.hidricosargentina.gov.ar/MapaCuencas.html#descrip>).

1.5. Observe los siguientes esquemas que diagraman las diferencias en los porcentajes de infiltración profunda y superficial, escorrentía y evapotranspiración entre un escenario natural y uno urbano. Sugiera qué características de ambos escenarios explican las diferencias encontradas. Proponga alternativas para reducir la escorrentía en el *escenario 2*.



Escenario 1



Escenario 2

1.6. En un día lluvioso, observe la incidencia de las superficies impermeables y la escorrentía en su localidad. Recorra su calle o vecindad y dibuje un esquema mostrando la ubicación de las superficies impermeables. Señale, aproximadamente, el porcentaje de superficie impermeable del área observada respecto del terreno natural. Muestre en el esquema, mediante flechas, la dirección de la escorrentía superficial. Siga la escorrentía hasta que drene en una alcantarilla o en un curso de agua natural o canal. En el caso de que el drenaje se produzca en una alcantarilla, investigue y determine en qué curso de agua desagua. Indique a qué cuenca hidrográfica corresponde.

Los ríos modelan el paisaje

2

Los ríos y arroyos tienen un gran impacto sobre el paisaje local y sobre nuestras vidas.

El agua al fluir erosiona continuamente el suelo por el que corre y modifica, a lo largo del tiempo, la *topografía* local y el paisaje.

Los ríos se inician en sus *nacientes* o *tributarios de cabecera*, esto es, un conjunto de pequeños arroyos originados como resultado del deshielo en las montañas, de aguas subterráneas surgentes, zonas inundadas o lagos. La mayoría de los ríos tienen múltiples tributarios de cabecera que fluyen en el sentido de la pendiente del terreno y se unen formando afluentes mayores. La dirección del flujo y la velocidad de la corriente del arroyo dependen de la pendiente del terreno y de las obstrucciones presentes en el paisaje. Cuanto mayor sea el gradiente de la altitud del terreno, aumentará la velocidad de la corriente y se incrementará el arrastre y la deposición del sedimento llevado por el río.

Estos arroyos *cabecera* pueden ser *intermitentes* o *perennes*. En el primer caso, se trata de arroyos que sólo contienen agua durante la época de precipitaciones o deshielo. En el segundo caso, nos referimos a corrientes de agua permanentes a lo largo del año.

El terreno que rodea al río u arroyo está ubicado a mayor altura que el nivel del río. Así, el agua proveniente de la precipitación, el deshielo o de manantiales en este área fluye eventualmente pendiente abajo hacia el río. Esta zona es denominada la *cuenca* del río u arroyo.



Figura 7: Perfil transversal típico de un río.

Los ríos presentan, así, dos *orillas* o *márgenes*, la *margen izquierda* y la *derecha*. Si nos ubicamos en el medio del río, mirando hacia la dirección en que fluye el agua, es decir, *aguas abajo*, la *margen derecha* es la orilla que se encuentra a nuestra derecha. La *margen izquierda* es la orilla que se encuentra a nuestra izquierda.

El *cauce* o *lecho* de un río es el canal natural por el que circulan las aguas del mismo. Para definirlo, es necesario considerar su *perfil transversal*, que indicaría el fondo del cauce entre una y otra orilla, y su *perfil longitudinal*, también denominado *thalweg* o *vaguada*, formado por la parte más profunda del cauce, desde las nacientes hasta su desembocadura.

El *perfil transversal* típico de un río (FIGURA 7) presenta una depresión cóncava, denominada *canal*, formada por el agua que fluye. Es la zona más profunda del lecho, donde el agua corre con mayor velocidad. La forma del *canal* depende de la velocidad de la corriente del agua, la cantidad y características de los sedimentos transportados por el río y el tipo de materiales, incluyendo la vegetación, que existen en las orillas.

El *lecho menor* o *permanente* es el cauce por la que corre el agua de un río en forma per-

manente, aún en ausencia de precipitaciones o deshielo; incluye el *canal*. Sus márgenes están bien definidas y puede presentar zonas más profundas (*pozas*) o más elevadas (*umbrales*), que pueden formar *islas fluviales*.

El *lecho mayor* es el cauce del río cubierto por el agua en época de máximo caudal anual, esto es, en la época en que fluye la mayor cantidad de agua en el año. Es la zona que se inunda todos los años, periódicamente.

El *lecho mayor esporádico* es la zona de inundación de un río en las grandes crecidas. Dado que no se inunda todos los años, presenta vegetación permanente y frecuentemente es utilizado para asentamientos humanos.

Respecto del *perfil longitudinal* del río, cerca de las nacientes del río y en aquellas zonas donde la pendiente del terreno es elevada, el agua fluye a alta velocidad, siguiendo un camino más o menos recto, dependiendo de los obstáculos que halle a su paso, y arrastra una gran cantidad de sedimentos y materiales en suspensión (suelo, piedras, etc.). En las zonas con menor pendiente, la velocidad decrece y los sedimentos son depositados en forma de limo o arena. Así se forma una superficie o *llanura aluvial* a ambos lados del río (FIGURA 8).

A medida que el río forma y erosiona, en distintos puntos, la llanura aluvial circundante, su curso serpentea, creando curvas en forma de herradura de distinto tamaño en el cauce, denominadas *meandros*. La forma de estos meandros puede distorsionarse, a lo largo del tiempo, cerrándose sobre sí mismas para formar *lagunas semicirculares* independientes, en las márgenes del río.

Considerando su perfil longitudinal, los ríos muestran una considerable diversidad en la *morfología* de sus canales., de acuerdo a las condiciones climáticas y eventos *tectónicos* en la región, tipo, tamaño y cantidad del sedimento arrastrado por sus aguas, resistencia de sus márgenes y características de su caudal.

Así, es posible observar ríos con canales *simples* o *múltiples*, con distintos grados de *sinuosidad* en su recorrido. Los hidrólogos distinguen, así, ríos con canales simples *rectilíneos* y *meándricos*, y ríos con canales múltiples *entrelazados* (“braided”) y *anastomosados* (TABLA 3, FIGURA 9).

Los ríos *meándricos* representan la morfología más comúnmente observada. Presentan un canal simple sinuoso, describiendo curvas irregularmente espaciadas. Estos ríos tienden a ser relativamente angostos, profundos y con márgenes estables.

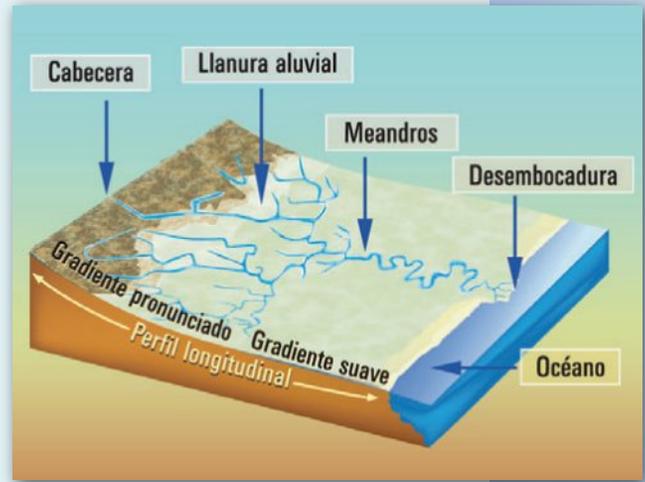


Figura 8: Perfil longitudinal típico de un río.

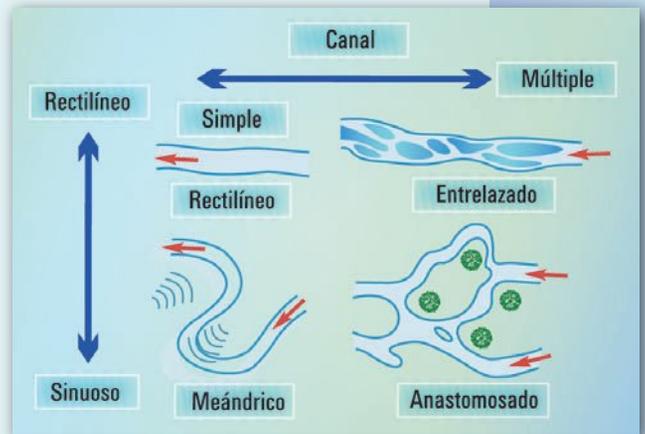


Figura 9: Clasificación de la morfología longitudinal del río (Rust, 1978, modificado).

Canal	Único	Múltiple
Sinuosidad		
Baja	Rectilíneos y "braided"	Entrelazado ("braided")
Alta	Meándrico	Anastomosado

Tabla 3: Morfología del perfil longitudinal de ríos (Rust, 1978, modificado).

Los ríos *entrelazados* ("braided") poseen canales divididos en vaguadas múltiples, separadas por islas aluviales, originadas por la deposición del sedimento llevado por el río. Estos ríos son típicos de regiones con pendiente marcada. Se caracterizan por arrastrar sedimento grueso, que se deposita generando obstrucciones en el canal principal, originando la aparición de los múltiples canales. Generalmente, presentan orillas poco cohesionadas. Sus canales tienden a ser relativamente anchos y poco profundos, y presentan menor sinuosidad que los ríos meándricos.

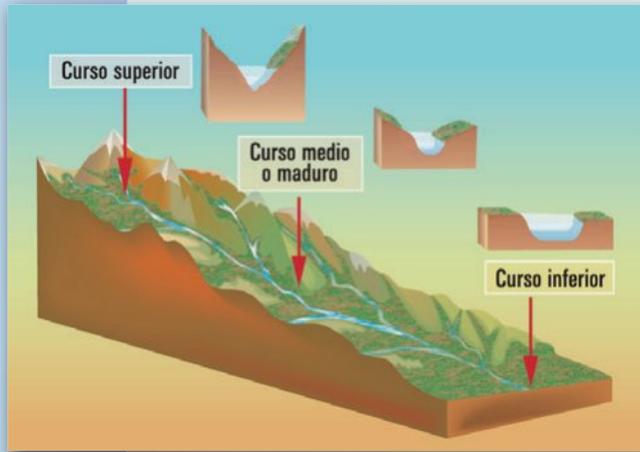


Figura 10: Perfil longitudinal de un río y perfiles transversales asociados a los distintos estadios.

Los ríos *anastomosados* son típicos de regiones con una escasa pendiente; presentan canales múltiples angostos y profundos y orillas estables. Estos canales están separados por islas elevadas, estables, a veces, rocosas, dependiendo de la topografía de la zona.

De acuerdo al perfil longitudinal del río, distinguimos el *curso superior*, *medio* e *inferior* del río (FIGURA 10).

El *curso superior*, denominado también *Estadio 1* ó *joven*, corresponde al área de las nacientes del río. En esta zona, generalmente, el río fluye rápidamente, generando cascadas y rápidos, dependiendo de los obstáculos que encuentre en su cauce.

El *curso medio* del río (*Estadio 2* o *maduro*) se inicia en la zona donde el cauce es más profundo y ancho. Las riberas presentan menor pendiente y la velocidad de corriente es menor. El cauce empieza a mostrar la formación de meandros.

El *curso inferior* del río (*Estadio 3*) corresponde al área cercana a la desembocadura. El cauce es aún más ancho y profundo, y se observa una más extendida llanura aluvial. El río desemboca formando un *estuario* o un *delta*, integrado por islas fluviales.

A lo largo del tiempo, los ríos y arroyos pueden modificar marcadamente su apariencia.

Los ríos construyen, mantienen y modifican su canal. El agua que fluye crea corrientes dentro del río que erosionan los lados del canal, modificando lentamente su forma a lo largo del tiempo. Las corrientes son también responsables del movimiento y la mezcla de las sustancias químicas orgánicas e inorgánicas que ingresan al río por erosión de las orillas, escorrentía superficial, acción del viento y de los organismos.

La velocidad de la corriente y, en consecuencia, su capacidad para alterar el canal están determinadas por la edad del río. Así, un río joven (*Estadio 1*) tiende a mostrar una elevada velocidad de corriente y, como consecuencia, erosiona y modifica su canal mucho más rápidamente. Los ríos maduros fluyen más lentamente y su corriente es más depen-

diente de la forma y las características del canal. En este estadio, la cantidad de sedimentos depositados por el río sobre sus orillas varía marcadamente entre las distintas zonas que atraviesa, afectando la velocidad y el flujo del agua.

La *madurez* de un río puede no ser permanente. La existencia de cambios climáticos significativos, eventos tectónicos, como terremotos, u obstáculos construidos por el hombre, como una presa, pueden determinar la generación de cascadas y rápidos, con lo que el río “rejuvenecería” al atravesar la región afectada; esto es, tendría las características de un río joven. En consecuencia, su cauce estaría sometido a cambios significativos.

El canal del río responde rápida y sensiblemente a los cambios climáticos de las regiones que atraviesa. Relativamente pequeñas fluctuaciones en algunas condiciones climáticas, generadas en pocas décadas, tal como variaciones en 1°C ó 2°C en la temperatura anual promedio y del 10 a 20% en la precipitación anual promedio de la región, pueden producir alteraciones significativas en el sistema fluvial.

Un estudio reciente, realizado por Amsler y colaboradores (2005), ha mostrado que las variaciones climáticas y la actividad *antropogénica* ocurridas en Sudamérica han sido responsables de los cambios morfológicos observados en el canal principal del río Paraná.

Considerando su longitud (aproximadamente, 4.598 km), el Paraná es el octavo río en el mundo y el segundo en Sudamérica. Posee un caudal de cerca de 20.000 m³/seg y su cuenca tiene una extensión de 2.300.000 km², incluyendo parte del territorio de cinco países: Bolivia, Paraguay, Brasil, Argentina y Uruguay. Es el más importante tributario del Río de la Plata.

Se forma a partir de la confluencia de los ríos Paranaíba y Grande, en el sur de Brasil y recibe el aporte de otros tributarios, como los ríos Tiete, Paranapanema, Apó, Paraguay, Bermejo, Iguazú, Salado, entre otros. En consecuencia, los cambios en su morfología afectan el paisaje, los ecosistemas y las actividades humanas de esta vasta región del planeta.

Aguas arriba de su confluencia con el río Paraguay, en la provincia de Corrientes, el río es conocido como *Paraná Superior* o *Alto Paraná*. Desde la ciudad de Corrientes hasta una latitud de 32°S, en la ciudad de Diamante, provincia de Entre Ríos, es denominado *Paraná Medio*. Aguas abajo de este punto, es llamado *Paraná Inferior* o *Bajo Paraná*.

El *Alto Paraná* fluye a través de una región escarpada, que favorece la escorrentía, mientras que el *Paraná Medio* y el *Inferior* lo hacen a través de una planicie con una pendiente leve. El último tramo del río forma un *delta* y, uniéndose al río Uruguay, forma el Río de la Plata.

La *cuenca del Paraná Medio* tiene una extensión de aproximadamente 370.000 km², con una llanura aluvial de 19.200 km² (entre 13 y 60 km de ancho). Presenta un cauce anastomosado meandriforme. El régimen hidrológico del Paraná Medio presenta un complejo patrón de crecidas anuales y está alterado por el conjunto de represas construidas en el *Alto Paraná* (Baigún y colaboradores, 2005). El pico principal de crecida se produce hacia fines de la primavera y el verano, con importantes implicancias para la comunidad humana y el ecosistema. Generalmente, se produce un pico secundario en el otoño, debido a la influencia del río Paraguay y a las ocasionales crecidas provenientes del río Iguazú.

Así, amplias zonas correspondientes al Paraná Medio y al Bajo Paraná están sujetas periódicamente a inundaciones extendidas que causan un daño considerable. En el año 1983, la inundación determinó la evacuación de 100.000 personas, con pérdidas económicas cercanas al billón de dólares (Camilloni y Barros, 2003).

Existen tres tipos de clima que influyen la mayor parte de la cuenca del río Paraná desde sus cabeceras en el norte hasta su desembocadura en el Río de la Plata, en el sur:

- ❖ *Sabana* tropical, aproximadamente entre los 13°S y los 22°S, que comprende el sur del cerrado brasileño (incluyendo los estados de Goiás y Distrito Federal, y parte de los estados de Matto Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Sao Paulo y Paraná), el noreste de Paraguay y el este de Bolivia.
- ❖ Región de clima templado húmedo con inviernos secos, aproximadamente entre los 15°S y los 28°S, incluyendo el sur de Brasil, este de Paraguay parte de la Mesopotamia argentina.
- ❖ Región de clima templado húmedo con precipitaciones distribuidas en todas las estaciones, que caracteriza la región sudeste de la cuenca, incluyendo el sur de las provincias de Santa Fe y Entre Ríos, y el noreste de la provincia de Buenos Aires.

La precipitación media anual de la cuenca excede los 1.200 mm, con máximos de más de 2.250 mm en la cuenca del río Iguazú y mínimos de cerca de 500 mm en las cuencas de los ríos Pilcomayo y Bermejo. Más del 45% de la precipitación anual se concentra durante el verano. El invierno es la estación más seca del año (Amster y colaboradores, 2005).

El trabajo de Amsler y colaboradores (2005) mostró la evidencia de variaciones en las características *morfológicas* y *morfométricas* del canal del río Paraná entre los años 1970 y el presente (aproximadamente 40 años), respecto de las que caracterizaron el período entre 1930 y 1970.

Entre los años 1930 y 1970, la morfología del río estaba caracterizada por un ancho mínimo de vaguada y escasas sinuosidades en su recorrido, con una tendencia a concentrar la corriente en un canal profundo. El río mostraba una propensión a disminuir el ancho promedio del canal aumentando su profundidad. Estas características constituyen un beneficio para la navegación ya que facilitan el desplazamiento seguro de embarcaciones de mayor calado. Es una condición típica de los ríos de gran longitud que mantienen bajos niveles de agua durante largos períodos.

A partir de 1970 y aún en la actualidad, se han registrado fluctuaciones climáticas relacionadas con la Oscilación Sur de la corriente marina del Niño (en el océano Pacífico Sur), determinando fuertes precipitaciones y un aumento de los periodos de clima húmedo en la cuenca del río Paraná. Además, la actividad humana ha contribuido a acelerar el proceso, al eliminar una porción considerable de la vegetación natural en el sur de Brasil y el noreste de la Argentina a fin de desarrollar la actividad agrícola de la región, determinando un aumento de la escorrentía. A similares conclusiones llegan Camilloni y Barros (2003).

Como consecuencia de las variaciones climáticas y la actividad antropogénica, las características morfológicas del río Paraná se han modificado notablemente y, de hecho, resultan mostrar una tendencia opuesta a las anteriores. Después de 1970, el ancho promedio del río, la sinuosidad de su recorrido y el volumen de agua transportado por el canal han incrementado considerablemente, generando frecuentes inundaciones en la región sur de su recorrido. Amsler y colaboradores (2005) sugieren que el río Paraná se encuentra en un estado desequilibrado; así, el río tendería a ajustarse a la nueva situación hidrológica incrementando su ancho, más que aumentando la profundidad del canal.

En consecuencia, el río Paraná experimenta modificaciones en su cauce que afectan su navegación y alteran el paisaje que lo rodea.

Actividades: Los ríos modelan el paisaje

2.1. En relación a la cuenca hidrográfica seleccionada en el ítem **1.2.**, ubique el río más cercano a su localidad. Investigue y observe sus características hidrológicas:

- ❖ Longitud, desde la cabecera a la desembocadura;
- ❖ Tributarios de distinto orden, si los hubiera;
- ❖ Cuerpo de agua en el que desemboca;
- ❖ Características morfológicas en el tramo más cercano a su localidad (canal simple o múltiple, rectilíneo, meándrico, entrelazado, anastomosado, presencia de islas o islotes, presencia de lagunas semicirculares);
- ❖ Características del canal o canales (ancho, profundidad)
- ❖ De acuerdo a sus observaciones, el tramo del río corresponde a un río joven, maduro o cercano a su desembocadura?

2.2. Investigue, en relación al curso de agua seleccionado en el punto anterior, las posibles alteraciones en el paisaje producidas en los últimos 20 – 25 años, debido a modificaciones de su cauce, inundaciones, etc.

Algunos parámetros hidrológicos relevantes

3

Los ríos drenan el agua desde los continentes hacia los océanos y son las principales rutas de transporte para los productos del escurrimiento. La gravedad provee la fuerza por la cual el exceso de agua y los detritos arrastrados por el agua son llevados desde los terrenos elevados hasta el nivel del mar.

El agua que fluye desde la tierra hacia el océano genera y mantiene un sistema altamente organizado de características físicas e hidráulicas. En el ambiente natural, las complejas interrelaciones entre esas características hacen difícil visualizar todo el sistema del río en forma simultánea. Sin embargo, son estas interrelaciones las que constituyen la característica más distintiva y dominante en los ríos.

Una razón por la cual estas interrelaciones son difíciles de visualizar es que se producen grandes variaciones en cortos periodos de tiempo. Una tormenta de pocas horas o días de duración produce una escorrentía que llega al canal del río, elevando el nivel del agua hasta alcanzar un pico de crecida, para disminuir después. Estos ascensos y descensos en el nivel del agua pueden ser evaluados y graficados a lo largo del tiempo.

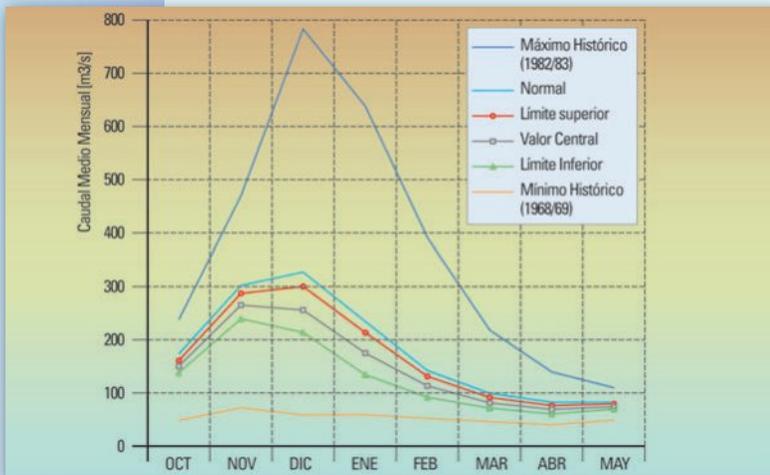


Figura 11: Hidrograma predictivo de los caudales esperados para el río Colorado en la estación hidrométrica de Buta Ranquil para el período 2007 – 2008. La curva correspondiente al valor central representa el caudal promedio estimado para el período. (Fuente: Subsecretaría de recursos Hídricos, Sistema Nacional de Información Hídrica, Red Hidrológica Nacional, <http://www.hidricosargentina.gov.ar/3-Pronóstico07-08-gráficos.htm>).

En términos hidrológicos, se define a la *descarga* o *caudal* de un río como el volumen de agua que transporta por unidad de tiempo. Es expresada generalmente como $m^3/segundo$. El gráfico de la descarga del río a lo largo del tiempo es, por definición, un *hidrograma*.

En términos hidrológicos, se define a la *descarga* o *caudal* de un río como el volumen de agua que transporta por unidad de tiempo. Es expresada generalmente como $m^3/segundo$. El gráfico de la descarga del río a lo largo del tiempo es, por definición, un *hidrograma*.

La forma del hidrograma depende de la distribución de la precipitación y de las características de la cuenca. El área comprendida bajo la curva del hidrograma representa el volumen de agua que ha pasado a través del punto

de medición en un determinado período de tiempo; ese área puede ser calculada mediante métodos gráficos o matemáticos.

Existen dos tipos de *hidrogramas*: el *anual* y el de *t tormenta*. El *hidrograma anual* grafica las variaciones en la *descarga* o *caudal* del río a lo largo de un año o de un período de tiempo mayor; muestra el balance hídrico a largo plazo entre la precipitación, evaporación y escorrentía de la cuenca y describe la variabilidad temporal de la *descarga* del río (FIGURAS 11 y 12).

El *hidrograma de tormenta* grafica la variación en el caudal del río como resultado de un único episodio de precipitación, limitado en el tiempo (FIGURA 13).

La FIGURA 13 muestra los cuatro componentes del *hidrograma* durante una tormenta. Antes del inicio de la intensa precipitación, el caudal de base del río disminuye gradualmente (A); no se produce escorrentía simplemente porque no hay precipitación.

La escorrentía y el incremento asociado del caudal del río se inicia en A, alcanza su valor máximo en B y declina en C. En el segmento CD se observa la recesión del caudal del río hacia sus valores normales.

Los hidrólogos analizan los hidrogramas para determinar las características cuantitativas de una cuenca y del canal del río. A partir de estos análisis se obtiene información determinante para el manejo del río y de las áreas ribereñas.

La evaluación de la *descarga* de la cuenca permite determinar la cantidad de agua promedio que transporta el río y predecir la frecuencia e intensidad de las crecidas. Así, resulta posible:

- ❖ Determinar el área ribereña que puede ser potencialmente afectada por una inundación, a fin de planear el desarrollo urbano y la actividad productiva en la misma;
- ❖ Desarrollar sistemas de alarma adecuados y eficientes;
- ❖ Determinar los caudales promedio del río con el objeto de evaluar el potencial abastecimiento de agua para consumo humano y del ganado, riego, centrales hidroeléctricas, etc;
- ❖ Determinar los caudales mínimos del río a fin de elaborar criterios de regulación y control de la potencial contaminación del recurso, y generar estrategias de manejo de potenciales problemas sanitarios y ecológicos.

Para este propósito se dispone de una red de estaciones de monitoreo ubicadas en el curso de los ríos de cada región y los resultados son publicados en forma periódica para conocimiento de la población. En nuestro país, la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, dependiente del Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios (<http://www.hidricosargentina.gov.ar/>), a través del Programa *Sistema Nacional de Información Hídrica (SNIH)*, recolecta, procesa y almacena los datos básicos obtenidos a partir de la *Red Hidrológica Nacional* relacionados con los recursos hídricos y el medio ambiente. La *Red Hidrológica Nacional* constituye la mayor fuente de información hidrológica del

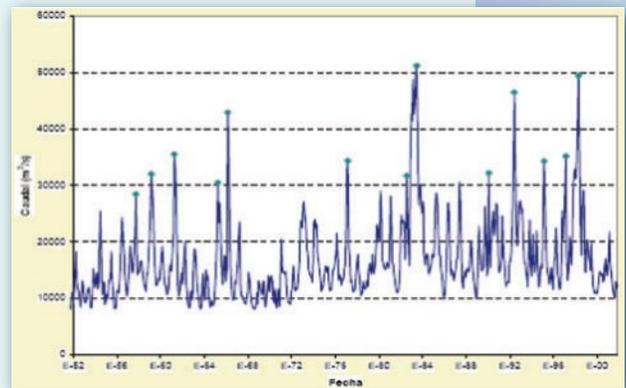


Figura 12: Hidrograma de caudales medios del río Paraná en el período 1952 – 2001 (Fuente: Jaime, P. y A. Menéndez, 2003, Proyecto LAH 216, Instituto Nacional del Agua).

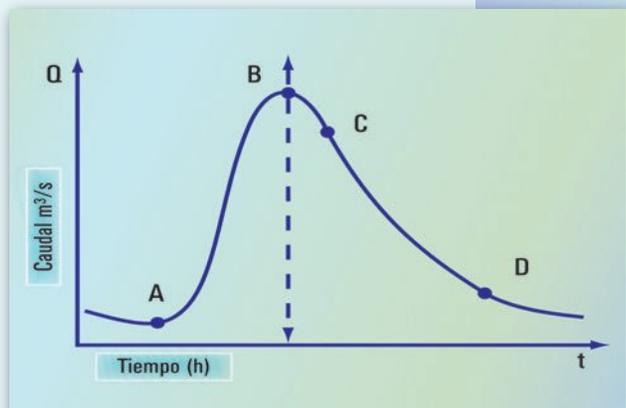


Figura 13: Hidrograma hipotético de tormenta para un evento determinado. A: caudal normal de base del río; B: caudal máximo; C: declinación del caudal máximo; D: recesión del caudal hacia valores normales.

país y cuenta con 259 puntos de medición hidrométrica, en muchos de los cuales se observan tanto parámetros hidrológicos como meteorológicos, distribuidos en los distintos cursos de agua del país (FIGURA 14).

De esta manera, se ha podido determinar que la descarga media anual del *Paraná Medio* es de 17.000 m³/s y que en los últimos 25 años se han observado importantes alteraciones en el régimen de crecidas, atribuidos a variaciones en el volumen y frecuencia de las precipitaciones en la cuenca, deforestación y construcción de represas (Baigún y colaboradores, 2003).



Figura 14: Estaciones de la Red Hidrológica Nacional activas e inactivas (Fuente: Subsecretaría de Recursos Hídricos, Sistema Nacional de Información Hídrica, <http://www.hidricosargentina.gov.ar/estrednac.html>).

Actividad: Algunos parámetros hidrológicos relevantes

3.1. Medición de la velocidad de corriente de un curso de agua natural o canal.

La actividad propuesta implica la visita y observación de un curso de agua natural, preferiblemente un arroyo, o un canal de riego.

Para el desarrollo seguro de esta actividad es importante que la visita se efectúe alrededor de 10 días después de la última precipitación registrada, en un día donde las condiciones ambientales sean agradables. Los alumnos deberán ir provistos con ropa adecuada, botas y guantes de material plástico o vinílico.

Materiales necesarios:

- ❖ Una cuerda de 10 m de longitud.
- ❖ Cronómetro o reloj con segundero.
- ❖ Un objeto capaz de flotar (pelota o pequeña botella llena hasta la mitad de agua, por ejemplo).
- ❖ Papel y lápiz.

Objetivo:

Determinación de la velocidad de corriente aproximada a la cual el agua fluye en ambas márgenes y en la zona media del curso de agua seleccionado, midiendo el tiempo en que un objeto flotante tarda en desplazarse a través de una determinada longitud.

a. Ubíquese en el curso de agua, cerca de la margen derecha. Utilice la cuerda para medir la distancia (10 m), en la dirección en que fluye el agua.

b. Lleve el cronómetro a cero o espere a que el segundero inicie el recorrido de la esfera del reloj

c. Coloque el objeto flotante en el agua, en el punto de inicio de la soga. Simultáneamente, encienda el cronómetro u observe el inicio del recorrido del segundero en el reloj.

d. Pare el cronómetro o registre la ubicación del segundero del reloj, cuando el objeto atraviese la marca de los 10m.

e. Registre la lectura en el cuadro adjunto.

f. Repita el procedimiento tres veces en la margen derecha, tres veces en la margen izquierda y tres veces en el centro del curso de agua. Registre los resultados en la casilla del cuadro apropiada.

g. Determine el promedio de las tres mediciones para la margen derecha. Registre el resultado.

h. Repita el procedimiento para la margen izquierda y el centro de la corriente.

i. Calcule la velocidad de corriente promedio para las márgenes derecha e izquierda y el centro de la corriente, mediante la fórmula:

Velocidad de corriente promedio = distancia recorrida (m) / tiempo promedio (segundos).

Registre su respuesta en el casillero correspondiente del cuadro adjunto.

DETERMINACIÓN DE LA VELOCIDAD DE CORRIENTE

Nombre del cuerpo de agua: _____

Fecha: _____

Hora: _____

Grupo: _____

Escenario \ Tiempo	Primera medición (s)	Segunda medición (s)	Tercera medición (s)	Promedio (s)	Velocidad de corriente promedio (sv)
Margen derecha					
Margen izquierda					
Centro					

j. Una vez completado el registro, se compararán los resultados de los distintos grupos. Los resultados obtenidos se utilizarán en actividades posteriores.

3.2. Sean los caudales medios diarios de un determinado cuerpo de agua, en m³/s, durante 5 días consecutivos:

Día	1	2	3	4	5
Caudal	215	1460	940	615	395

a. Graficar el hidrograma correspondiente.

b. ¿Cuál es el caudal pico?

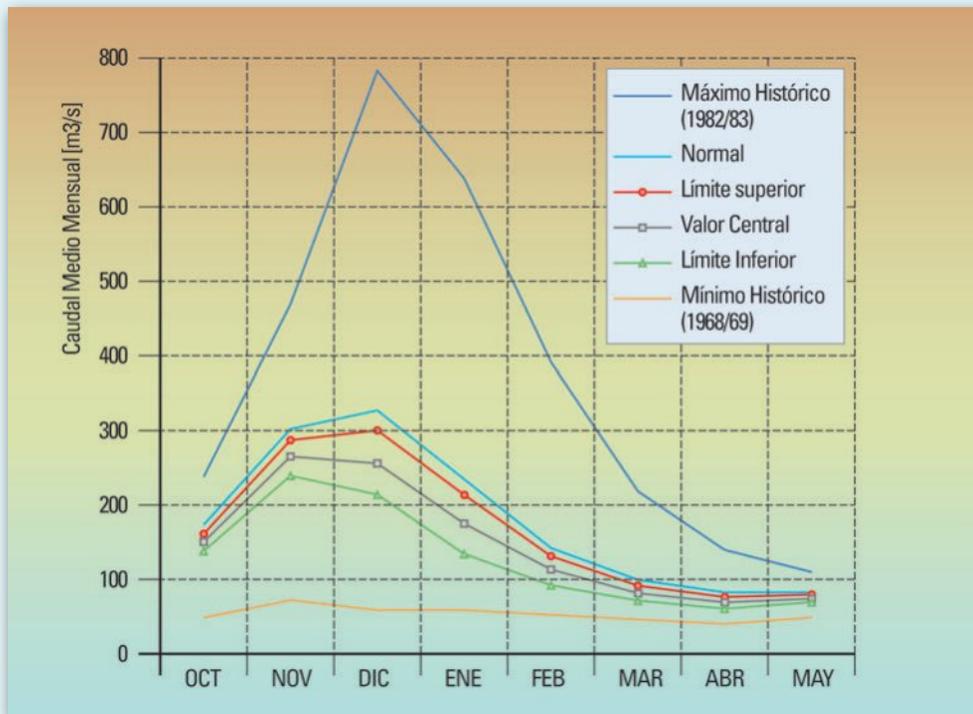
c. ¿Cuál es el caudal medio diario en ese período?

d. De acuerdo a los resultados observados en el hidrograma, ¿cuál es el volumen de esorrentía superficial en el período?.

3.3. De acuerdo a los valores del caudal promedio estimado para el río Colorado en el período 2007 – 2008 (FIGURA 11), sugiera las posibles causas asociadas a las condiciones climáticas que habrían determinado esa previsión.

3.4. El siguiente hidrograma corresponde a la predicción de caudales promedio del río Colorado en la Estación Hidrométrica de Buta Ranquil entre los meses de octubre de 2002 y marzo de 2003. Observe las diferencias existentes respecto del hidrograma predictivo correspondiente a los años 2007 – 2008. Sugiera las posibles causas climáticas que explican esa diferencia.

En la página Web de la Subsecretaría de Recursos Hídricos busque información acerca de las estaciones hidrométricas y de *aforo* (determinación del caudal del río) instaladas en la cuenca hidrográfica seleccionada en el ítem 1.2. Ubíquelas en un mapa de la región. Si resulta posible, solicite información a la Subsecretaría respecto de los valores de caudal determinados durante los años 2003 a 2007 para las estaciones de hidrométricas seleccionadas. Es posible hacerlo a través de la página Web (<http://www.hidricosargentina.gov.ar/FormRedHidro.html>).



La información es remitida vía e-mail en un plazo de 2 a 3 semanas. Una vez obtenida la información, grafique el hidrograma correspondiente. Determine el valor de caudales máximo, mínimo y promedio para el período. Asocie los resultados a la evidencia e información local respecto de:

- ❖ Inundaciones,
- ❖ Reducción evidente del caudal del río por sequía

La química del agua

4

La cantidad y la calidad del agua disponible para los organismos vivos ha sido uno de los factores determinantes para su evolución, los movimientos migratorios de las poblaciones y su distribución en los distintos ambientes. Ha determinado, además, la radicación de poblaciones humanas estables y su bienestar.

El inadecuado suministro de agua, tanto en lo que se refiere a su cantidad como a su calidad, se ha convertido en uno de los problemas cruciales a resolver para la comunidad humana. Esta problemática se ha incrementado en las últimas décadas debido al aumento del requerimiento de disponibilidad para uso humano, la contaminación de las potenciales fuentes de agua potable y de los cuerpos de agua naturales, determinando efectos significativamente adversos sobre los organismos expuestos.

La *Química Ambiental* es la rama de la química que estudia el origen, transporte, reacciones y destino de las especies químicas en el ambiente, agua, aire y tierra, incluyendo la influencia de las actividades humanas sobre esos procesos (Manahan, 2001)

Las reacciones químicas que se producen en el agua y entre las sustancias químicas presentes en ella están fuertemente influenciadas por las características del ambiente y el tipo de organismos existentes.

Las excepcionales propiedades físico-químicas del agua

4.1

El agua es una sustancia con cualidades extraordinarias que la hacen esencial para la vida. La molécula de agua es simple. Sus dos átomos de hidrógeno están unidos al átomo de oxígeno por *uniones covalentes simples*. Dado que el oxígeno es más electronegativo que el hidrógeno, los electrones de la unión covalente tienden a acercarse hacia el átomo de oxígeno.

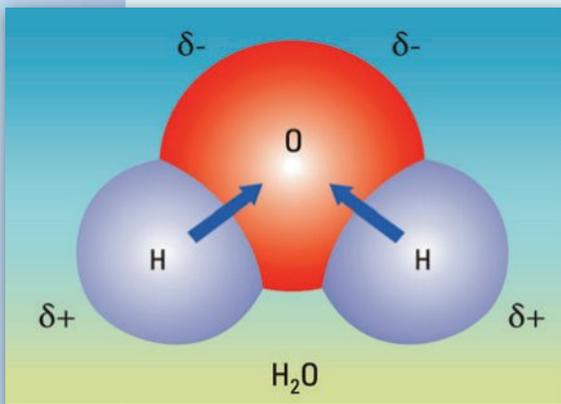


Figura 15: Molécula de agua (Tomado de Campbell and Reece, 2005, con modificaciones)

En consecuencia, en la molécula de agua las uniones covalentes que unen entre sí a los átomos son *uniones covalentes polares*. La molécula de agua es, entonces, una *molécula polar*, donde los extremos opuestos de la molécula poseen cargas opuestas (FIGURA 15). La zona de la molécula donde se encuentra el átomo de oxígeno tiende a ser parcialmente negativa (δ^-) mientras que los hidrógenos tienden a ser parcialmente positivos (δ^+).

Así, el hidrógeno levemente positivo de una molécula de agua será atraído por el oxígeno débilmente negativo de otra molécula cercana. Ambas moléculas se asocian así mediante enlaces por *puentes de hidrógeno* (FIGURA 16).

Aunque la distribución de las moléculas en el agua en estado líquido cambia continuamente, en un momento determinado, un gran número de moléculas están asociadas entre sí mediante estos enlaces (FIGURA 16). Los enlaces por *punto de hidrógeno*, en el agua en estado líquido, se forman, se separan y vuelven a formarse con gran facilidad. Del mismo modo, una molécula de agua puede asociarse mediante enlaces por *puntos de hidrógeno* con otras especies químicas diferentes que tengan similares características polares.

Las peculiares propiedades de la molécula de agua surgen como consecuencia de las atracciones químicas entre estas moléculas polares entre sí y con otras moléculas (TABLA 4).

Así, la existencia de enlaces por puentes de hidrógeno entre las moléculas de agua explica la elevada *cohesión* del agua líquida, esto es, la alta capacidad de mantener la estructura debido a la atracción molecular entre sus moléculas.

Otra propiedad del agua asociada a la *cohesión* es el elevado valor de su *tensión superficial* en relación a otros líquidos. La *tensión superficial* es la medida de la dificultad existente para quebrar la superficie de un líquido. Así, la interfase entre el agua y el aire muestra una distribución ordenada de moléculas de agua asociadas entre sí mediante puentes de hidrógeno, lo que determina que el agua se comporte como si estuviera recubierta por una delgada película invisible.

El agua modera la temperatura del aire absorbiendo su calor y liberándolo cuando el aire se enfría. La capacidad del agua para estabilizar la temperatura depende de su relativamente elevado *calor específico* respecto de otras moléculas. El calor específico de una sustancia se define como la cantidad de calor que puede ser absorbida o perdida por 1g de esa sustancia cuando la temperatura varía en 1°C. El calor específico del agua es de *1 cal/g°C*; esto es, el agua puede absorber o perder 1 caloría por gramo determinando el aumento o disminución de su temperatura en 1°C.

Como resultado de este elevado *calor específico*, se requiere una gran cantidad de calor para cambiar en forma apreciable la temperatura de una masa de agua. Por lo tanto, los cuerpos de agua pueden tener un efecto estabilizador sobre las regiones geográficas cercanas. De allí que las zonas costeras y ribereñas tengan generalmente climas más moderados que las regiones alejadas del mar o de los grandes cuerpos de agua. Esta propiedad previene, además, los rápidos cambios de temperatura en los cuerpos de agua y, en consecuencia, protege a los organismos acuáticos de las abruptas variaciones de temperatura.

El *calor de vaporización* es la cantidad de calor que 1g de líquido puede absorber para pasar del estado líquido al estado gaseoso. El agua posee un elevado *calor de vaporización* en relación a otras sustancias (*585 cal/g* a 20°C). En consecuencia, para evaporar 1g de agua a 20°C se requieren alrededor de 585 cal, cerca del doble de lo que se requiere para vaporizar el etanol o el amoníaco.

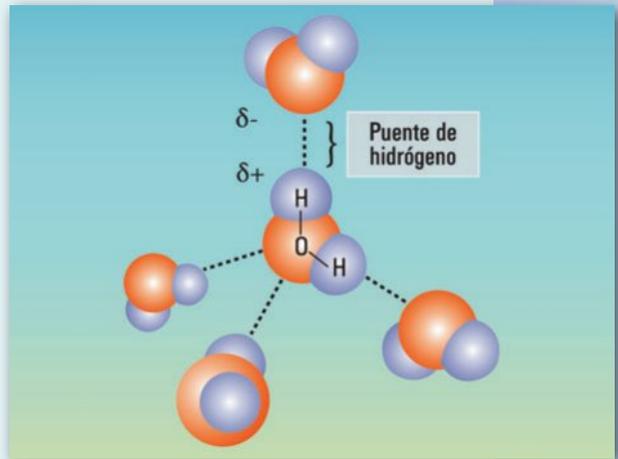


Figura 16: Enlaces por puentes de hidrógeno entre moléculas de agua (Tomado de Campbell and Reece, 2005, con modificaciones)

Fuente	Valor	Condición
Calor específico (20°C)	1 cal/g/°C	Con excepción del amoníaco, es el valor más elevado; estabilización de la temperatura de cuerpos de agua y regiones geográficas aledañas.
Calor latente de vaporización (20°C)	585 cal/g	Es el valor más elevado en relación a otras sustancias; determina la transferencia de calor entre los cuerpos de agua y la atmósfera
Calor latente de fusión	79,83 cal/g	Con excepción del amoníaco, es el valor más elevado.
Temperatura de Fusión (1 atm)	0°C	--
Temperatura de ebullición (1 atm)	100°C	--
Densidad agua sólida (0°C)	0,9168 kg/L	Variación atípica de valores; como consecuencia, el hielo flota e impide el congelamiento subsuperficial; determina la circulación vertical en los cuerpos de agua.
Densidad agua líquida (0°C)	0,9998 kg/L	
Densidad agua líquida (4°C)	1 kg/L	
Densidad agua líquida (20°C)	0,9971 kg/L	
Factor determinante (20°C)	$7,28 \cdot 10^{-2} \text{ J/m}^2$	Es el valor más elevado en relación con otras sustancias; factor determinante en la fisiología de los organismos.
Constante dieléctrica (20°C)	80,36	Con excepción del ácido sulfúrico, es el valor más elevado; alta solubilidad e ionización de sustancias iónicas en solución.
Conductividad eléctrica	59,8 $\mu\text{S/m}$	Es un valor elevado para líquidos.
Color	Ausencia de color	Permite que la luz solar alcance zonas profundas de los cuerpos de agua favoreciendo los procesos de fotosíntesis

Tabla 4: Algunas propiedades físico-químicas del agua (Manahan, 2001, modificado)

El alto *calor de vaporización* del agua permite moderar el clima terrestre y estabilizar la temperatura de los cuerpos de agua. Tiene influencia, además, sobre la transferencia de calor entre los cuerpos de agua y la atmósfera.

El agua alcanza su máxima *densidad* a 4°C, una temperatura superior a su punto de congelación. En consecuencia, el hielo flota sobre la superficie líquida. Cuando un cuerpo de agua se enfría en el invierno, el hielo flotante aísla la masa líquida por debajo de él, impidiendo que se congele y preservando la vida bajo la superficie. Además, la circulación

vertical del agua en los cuerpos de agua, un factor determinante para la sobrevivencia de los organismos y los procesos químicos que se producen, depende marcadamente de esta particular relación entre la temperatura y la densidad del agua.

Debido a su carácter polar y a su capacidad para formar enlaces por puentes de hidrógeno, el agua es un muy versátil *solvente*. Cualquier molécula que posea zonas polares, levemente electropositivas o electronegativas, podrá solubilizarse en agua. El agua es considerada como el solvente de la vida; es el medio de transporte básico para nutrientes y productos de desecho en los organismos vivos.

Una sustancia que tenga afinidad por el agua es considerada como *hidrofílica*. Puede ser soluble en agua o, en caso de tratarse de moléculas de gran tamaño, permanecer suspendida en ella, formando una suspensión estable de partículas en un líquido, esto es, un *coloide*.

Las sustancias no iónicas o no polares no presentan afinidad por el agua y se las denomina *hidrofóbicas*. Los aceites y las grasas son sustancias hidrofóbicas, no solubles en agua.

Otra propiedad determinante de la molécula de agua es su extremadamente alta *constante dieléctrica* respecto de otros líquidos, lo que tiene un significativo efecto sobre sus propiedades como solvente. La *constante dieléctrica* es una medida de la capacidad de un material situado en un campo eléctrico de ser polarizado. Como consecuencia de su alto valor, el agua es uno de los solventes más polares que existen y la mayoría de las moléculas iónicas y partículas cargadas eléctricamente son fácilmente dissociadas en presencia de agua.

Procesos químicos en los cuerpos de agua naturales

La comprensión de la problemática asociada a la contaminación de los cuerpos de agua naturales implica el conocimiento de los procesos químicos que ocurren en el medio, incluyendo fenómenos como la *solubilidad*, *precipitación*, *reacciones de óxido-reducción*, *quelación* e *hidrólisis*, entre otros. Los procesos biológicos que involucran el *metabolismo* de organismos presentes en el medio tienen también un rol determinante en la química de los cuerpos de agua naturales (FIGURA 17).

Los ríos y arroyos son sistemas altamente complejos, en cuanto a los procesos químicos que se producen en ellos. Contienen, además del agua, gases disueltos, sales minerales, otros compuestos inorgánicos, materia orgánica y organismos vivos, los que interactúan permanentemente entre sí. Los cuerpos de agua naturales constituyen sistemas abiertos y dinámicos con continuo ingreso y egreso de materia y energía, por lo que resulta difícil definir un estado de equilibrio en ellos.

4.2

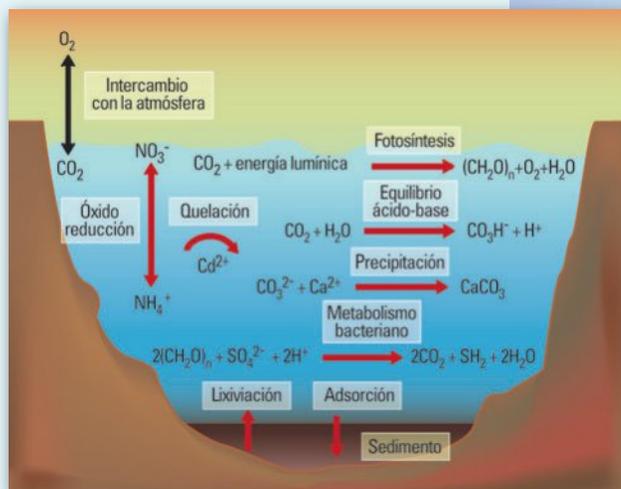


Figura 17: Procesos químicos en el medio acuático (tomado de Manahan, 2001, con modificaciones).

Así, la mayoría de los metales encontrados en las aguas naturales no se presentan como simples *cationes* hidratados, sino formando complejos asociados a moléculas orgánicas, denominados *quelatos*. El CO_2 gaseoso se combina con moléculas de agua para formar ácido carbónico (H_2CO_3), el cual rápidamente se ioniza, como consecuencia de la elevada constante dieléctrica del medio, en *ión* bicarbonato (CO_3H^-) e ión hidrógeno (H^+), lo que puede modificar el pH del medio.

Dada la complejidad de los cuerpos de agua naturales no resulta posible describir sus procesos químicos mediante la simple enumeración de los compuestos químicos presentes y sus concentraciones, o en la consideración de reacciones químicas aisladas. Sin embargo, a fin de simplificar su estudio y comprensión, se suelen utilizar *modelos* basados en conceptos asociados al equilibrio químico del medio. Aunque no resultan ser exactos ni realistas, estos modelos permiten alcanzar generalizaciones acerca de la naturaleza de los procesos químicos producidos, visualizar las condiciones que determinan la presencia de ciertas especies químicas y sus reacciones químicas, y predecir sus efectos en los parámetros físico-químicos del medio.

Solubilidad de gases y sólidos

4.3

Los compuestos gaseosos disueltos en las aguas provienen del intercambio con la atmósfera o son producidos como consecuencia de los procesos metabólicos *aeróbicos* y *anaeróbicos* en organismos. En el primer caso, se incluyen el dióxido de carbono (CO_2), oxígeno (O_2) y nitrógeno (N_2). En el segundo caso, se cuenta el CO_2 , O_2 , metano (CH_4), sulfuro de hidrógeno (*ácido sulfhídrico*, SH_2) y amoníaco (NH_3), entre otros. La presencia de estos gases y su *concentración* en el medio es crítica para la sobrevivencia de los organismos vivos en el medio.



La *presión* es una magnitud física que mide la fuerza por unidad de superficie. La *presión atmosférica* es la presión ejercida por el aire en cualquier punto de la atmósfera. A nivel del mar, el aire ejerce una presión de *1 atmósfera (1 atm)* sobre nuestra piel, por ejemplo. Esta presión es suficiente para elevar una columna de agua hasta 10 m de altura, aproximadamente, o una columna de mercurio líquido hasta 760 mm de altura.

Dado que el aire está constituido por una mezcla de gases, la presión total del aire es igual a la suma de las presiones de cada gas en la mezcla. La presión de cada gas en la mezcla dependerá de su concentración en el medio. La presión de cada gas en la mezcla, proporcional a su concentración, se denomina *presión parcial* del gas.

Dado que la presión atmosférica a nivel del mar es de 1 atm, y que el volumen ocupado por el N_2 , el O_2 y el CO_2 corresponde a un 77%, 21% y 0,03%, respectivamente, es posible calcular la *presión parcial* de esos gases en el aire. Así, la *presión parcial* del N_2 (PN_2) es de, aproximadamente, 0,77 atm, la *presión parcial* del O_2 (PO_2) es de 0,21 atm y la del CO_2 (PCO_2) es de sólo 0,0003 atm.

Si un líquido sin gases disueltos se expone al aire, a la presión atmosférica, cada gas difundirá y se disolverá en el líquido hasta que su presión parcial en ambos medios se iguale. Del modo inverso, si un líquido que contiene un gas disuelto con una determinada presión parcial, se expone al aire, en el cual la presión parcial de ese gas es inferior, entonces, el gas abandonará al líquido y pasará al aire circundante hasta igualar ambas presiones. En resumen, los gases se mueven desde una región de presión parcial más elevada hacia una región con presión parcial menor, hasta que ambas se igualen.

La disolución de estos gases en el agua depende de su *coeficiente de solubilidad*, de la temperatura y de la presión del medio. La solubilidad de gases en el agua es calculada a partir de la *Ley de Henry*, la que establece que la solubilidad de un gas en un líquido es proporcional a la presión parcial del gas en contacto con el líquido. El *coeficiente de solubilidad* mencionado está directamente relacionado con una constante de proporcionalidad (*K*), conocida como *constante de la Ley de Henry*, la cual es función de la naturaleza de cada gas y de la temperatura del medio. A medida que aumenta la temperatura del sistema, la constante *K* disminuye.

Así, es posible calcular la *concentración* de un gas en el agua, a una determinada temperatura, según la expresión:

$$\text{Concentración de gas disuelto (C)} = K \cdot P_p$$

4.1

En la **TABLA 5** se indican los valores de las **constantes de la ley de Henry (K)** para algunos gases frecuentemente presentes en los cuerpos de agua naturales, a 25°C.

Gas	K (mol/L atm)
O ₂	1,28 . 10 ⁻³
CO ₂	3,38 . 10 ⁻²
H ₂	7,90 . 10 ⁻⁴
N ₂	6,48 . 10 ⁻⁴
CH ₄	1,34 . 10 ⁻³

Tabla 5: Constante de la ley de Henry, a 25°C, para algunos gases.

La concentración del oxígeno en agua saturada con aire, a una presión de 1 atm y 25°C puede ser calculada como un ejemplo del cálculo de la solubilidad de un gas en las aguas

naturales. Como indicamos previamente, la PO_2 en el aire seco es de 0,21 atm, aproximadamente. Entonces, la concentración de este gas en el agua, en las condiciones mencionadas, de acuerdo con la expresión 4.1. será:

$$\begin{aligned} \text{Concentración de } O_2 \text{ disuelto en agua} &= K \cdot PO_2 \\ &= 1,28 \cdot 10^{-3} \text{ mol/L atm} \cdot 0,21 \text{ atm} \\ &= 2,60 \cdot 10^{-4} \text{ mol/L} \end{aligned} \quad 4.2$$

Dado que el *peso molecular* del O_2 es 32, la concentración del gas disuelto en el agua en equilibrio, en las condiciones descriptas, será de **8,32 mg/L** o , lo que es igual, **8,32 partes por millón (ppm)**.

En el caso del CO_2 , con una presión parcial baja (0,0003 atm) en relación a los otros gases comúnmente presentes en los cuerpos de agua naturales, su mayor valor de K y su capacidad de reaccionar con las moléculas de agua para generar ión bicarbonato, lo convierten en una *especie química* especialmente importante en estos sistemas.

La solubilidad de sustancias sólidas en las aguas naturales depende de la estructura química del compuesto y su capacidad para formar enlaces puente de hidrógeno con las moléculas de agua y de la temperatura del medio. A diferencia de los procesos de disolución de gases, la solubilidad del sólido aumenta con el incremento de la temperatura.

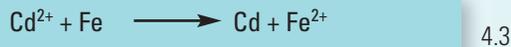
Reacciones de óxido - reducción

4.4

Las *reacciones de óxido-reducción*, también denominadas *reacciones redox*, involucran la transferencia de electrones entre las especies químicas que reaccionan.

Así, por ejemplo, el ión cadmio (Cd^{2+}) puede ser separado del agua por reacción con hierro en su forma metálica (Fe^0).

La reacción es:



Esta reacción es la suma de dos *hemireacciones*. Una *hemireacción de reducción* en la cual el ión cadmio acepta dos electrones y es *reducido*, y una *hemireacción de oxidación* en la que el hierro metálico cede dos electrones y es *oxidado*.

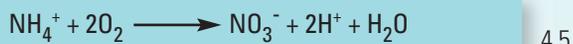
En consecuencia, a efectos de que se produzca la reacción de óxido-reducción, en el sistema deben coexistir un compuesto que ceda electrones y otro que los acepte. Se denomina compuesto o *agente reductor* a aquel que tiende a ceder electrones al medio, con lo que adquiere una carga positiva mayor a la que tenía. Se denomina compuesto o *agente oxidante* a aquel que tiende a captar esos electrones, adquiriendo una carga positiva menor a la que tenía en el estado anterior.

Las reacciones de óxido-reducción que se producen en las aguas naturales son de importancia crucial. Así, por ejemplo, la reducción del oxígeno por la *materia orgánica*

$((CH_2O)_n)$, como resultado del metabolismo aeróbico de los organismos presentes en el medio, determina la disminución de la concentración del gas en el sistema, afectando la sobrevivencia de los seres vivos. La reacción general es:



La oxidación del amonio (NH_4^+) presente en los cuerpos de agua naturales, como resultado del metabolismo de las *bacterias nitrificantes*, a nitrato (NO_3^-) convierte el nitrógeno amoniacal en una forma más fácilmente disponible para los organismos. La reacción general es:



Un gran número de reacciones de óxido-reducción se producen como resultado de la actividad metabólica de los seres vivos, tal como ocurre con las reacciones 4.4 y 4.5.

En los sistemas acuáticos naturales, se utiliza el concepto de *potencial redox* (pE) para caracterizar la capacidad oxidante o reductora del medio. Elevados valores de pE implicarán que las sustancias dominantes en el agua son agentes oxidantes. Por el contrario, bajos valores de pE indicarán que en el medio predominan las formas reductoras.

El *potencial redox* y , como consecuencia, la capacidad de un curso de agua de sostener reacciones de óxido-reducción, está asociado al equilibrio ácido-base del sistema.

Mientras que la actividad del ión hidrógeno (H^+) es utilizada para expresar la condición *ácida* o *básica* del medio, la actividad del electrón (e^-) es usada para expresar el grado en que el medio acuático es *oxidante* o *reductor*.

El agua con una elevada actividad de electrones, esto es, rica en sustancias capaces de ceder sus electrones, es *reductora*. El agua con una baja actividad electrónica es *oxidante*.

En realidad, en las aguas naturales, los electrones y los *iones* hidrógeno no se encuentran libres bajo esa forma, sino que se presentan asociados fuertemente con el solvente o con las especies químicas solubilizadas en el agua. Sin embargo, el concepto de *potencial redox*, tanto como el pH , resulta ser útil para caracterizar el medio en los cuerpos de agua naturales.

En las aguas naturales, el agente oxidante dominante es el oxígeno disuelto, dependiendo del pH del medio. Para un medio neutro ($pH = 7$), el valor de pE estará en el orden de 13,68 (Manahan, 2001).

La relación entre el *potencial redox* y el pH , esto es, la concentración de iones hidrógeno en el medio, en condiciones de neutralidad, es la siguiente:

$$pE + pH = 20,68 \quad 4.6$$

Siempre que en el sistema exista una situación tal que la suma del potencial redox y el pH alcance el valor de 20,68, el agua se comportará como un medio en el cual el oxígeno será la especie oxidante que actuará predominantemente.

Sobre la base de la relación entre los valores de pE y pH en el medio, es posible definir distintas zonas en los cuerpos de agua naturales (Orozco Barrenetxea y colaboradores, 2008). Así, se distingue:

a. Una zona donde la relación 4.6 presenta valores superiores a 20,68, en la que el agua se comporta como un medio fuertemente oxidante.

b. Una zona con altos valores de pE , en la que la relación 4.6 se mantiene en 20,68, donde el agente oxidante predominante es el oxígeno; es denominada la *zona aeróbica*.

c. Una zona intermedia, *anóxica*, con menores valores de pE , donde la relación 4.6 mantiene el valor de 20,68, en la que el agua sigue teniendo características oxidantes debidas a la presencia de otros agentes diferentes al oxígeno, tales como las especies iónicas nitrato (NO_3^-) y sulfato (SO_4^{2-}).

d. Una *zona anaeróbica*, con reducidos valores de pE , en la que la relación 4.6 presenta valores inferiores a 20,68, donde el oxígeno y otras especies oxidantes están ausentes.

e. Una zona extrema, donde la relación 4.6 se hace igual a 0, en la que se produce desprendimiento de hidrógeno gaseoso (H_2) por descomposición de las moléculas de agua.

Se espera que en un río o arroyo no sometido a condiciones de contaminación prevalezcan las condiciones aeróbicas (definidas en *b.*) con elevados valores de pE (13,68 o algo superiores), manteniendo la relación entre el pE y pH en un valor de 20,68, donde el agente oxidante dominante resulta ser el oxígeno. En consecuencia, el valor del pH del medio, en esas condiciones, será 7 o levemente inferior.

Uno de los fenómenos asociados a la generación de reacciones de óxido-reducción es la *corrosión*, definida como la alteración destructiva de metales y otros materiales debido a interacciones químicas o electroquímicas con su entorno. Además del elevado costo asociado a la destrucción de equipamiento e instalaciones, este fenómeno determina la introducción en los cuerpos de agua naturales de metales y otros compuestos químicos peligrosos que alteran las condiciones del ecosistema y afectan a las poblaciones de organismos expuestos.

Acidez y alcalinidad - el rol del dióxido de carbono en las aguas naturales

4.5

La *acidez* de las aguas naturales es definida como su capacidad para neutralizar iones hidroxilo (OH^-), mientras que, por el contrario, la *alcalinidad* es su capacidad para neutralizar iones hidrógeno (H^+).

Si bien las aguas naturales presentan siempre algún nivel de alcalinidad, las condiciones de acidez significativa (pH del medio inferior a 6) sólo se encuentra asociada a medios altamente contaminados.

El *dióxido de carbono* (CO_2) es un ácido débil y resulta ser la especie química dominante, responsable de la acidez de las aguas naturales. Está presente en casi todos los cuerpos de agua naturales, debido a su solubilización a partir del aire y a su producción a partir del metabolismo aeróbico de los organismos.

Otros compuestos químicos pueden contribuir también significativamente para el mantenimiento de esta condición; entre otros pueden mencionarse:

- ❖ Los ácidos débiles inorgánicos, como dihidrógeno fosfato (H_2PO_4^-) y sulfuro de hidrógeno (SH_2);
- ❖ Los iones metálicos, como el hierro (III) (Fe^{3+});
- ❖ Los iones metálicos hidratados, como el aluminio hexahidratado [$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$], y cromo (III) hexahidratado [$(\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6)^{3+}$], que actúan como ácidos débiles;
- ❖ Algunos compuestos orgánicos, como proteínas y ácidos grasos;
- ❖ Los ácidos inorgánicos fuertes, como el ácido sulfúrico (H_2SO_4) y cloruro de hidrógeno (HCl), presentes en ambientes contaminados.

El CO_2 y sus productos de ionización en aguas, los iones carbonato de hidrógeno (bicarbonato, HCO_3^-) y carbonato (CO_3^{2-}) tienen una influencia extremadamente importante en la química del agua. Las reacciones asociadas a su formación en los sistemas acuáticos son las siguientes:



La presencia y concentración de estas especies químicas, derivadas del CO_2 disuelto en agua, son dependientes del pH del medio. En la FIGURA 18 se muestra su concentración en solución, expresada como *fracción molar* o proporción de cada especie en el sistema, como una función del pH del medio. El ión carbonato de hidrógeno (bicarbonato, HCO_3^-) es la especie dominante en el rango de pH comúnmente presente en las aguas naturales no contaminadas. El CO_2 predomina en las aguas más ácidas y el CO_3^{2-} en las más básicas.

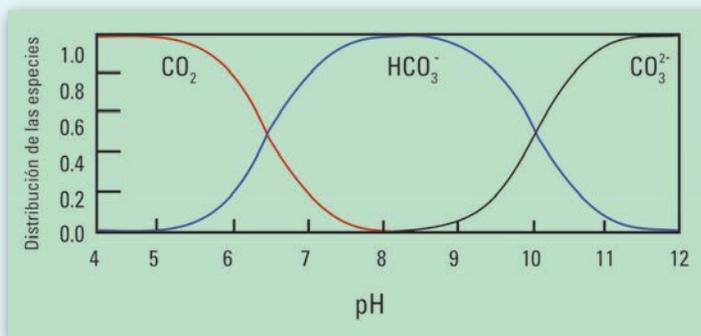


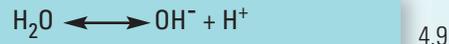
Figura 18: Distribución de las especies químicas CO_2 - HCO_3^- - CO_3^{2-} en agua a distintos valores de pH.

Como se mencionó antes, el CO_2 está presente en el aire seco en un volumen del 0,03%. Como consecuencia de la baja proporción de este gas en la atmósfera, el agua en equilibrio con ella contiene sólo una reducida concentración de CO_2 . La formación de HCO_3^- y CO_3^{2-} incrementa significativamente la solubilidad del dióxido de carbono. La presencia de concentraciones de CO_2 libre en el agua superiores a 25 mg/L puede afectar adversamente la respiración y el intercambio de gases de los animales acuáticos.

La presencia del ión carbonato (CO_3^{2-}) puede determinar la generación de sales metálicas que precipitan, por reacción con iones metálicos existentes en el medio. Un ejemplo de ello es la formación de carbonato de calcio (CaCO_3), cuyo rol en la capacidad amortiguadora de los sistemas acuáticos será examinada posteriormente.

Definimos la **alcalinidad total** como la capacidad del agua para aceptar iones hidrógeno (H^+), esto es, para neutralizar ácidos. No sólo representa el principal **sistema amortiguador** (*tampón, buffer*) del agua dulce, impidiendo las oscilaciones bruscas del pH del medio, sino que también desempeña un importante rol en la **producción primaria** de cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva de CO_2 para la **fotosíntesis**.

Las especies químicas responsables de la alcalinidad en las aguas naturales son OH^- , HCO_3^- , CO_3^{2-} a través de las reacciones 4.7 y 4.8, y de la reacción de **autoionización del agua** siguiente:



Existen otros compuestos químicos que contribuyen a la alcalinidad del sistema. Entre ellos se incluyen amoníaco (NH_3), ácidos orgánicos e iones, como borato (BO_3^{3-}), hidrógeno y dihidrógeno borato (HBO_3^{3-} , H_2BO_3^-), silicato (SiO_3^-), hidrógeno silicato (HSiO_3^-), fosfato (PO_4^{3-}), hidrógeno y dihidrógeno fosfato (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-).

Estas especies químicas pueden ser liberadas a partir del cauce rocoso, el suelo de la ribera circundante o ingresar al sistema a través de las descargas de efluentes industriales y domiciliarios. Así, los detergentes y productos a base de jabón contribuyen a incrementar la alcalinidad de las aguas naturales.

Si el suelo de la región es rico en piedra caliza, implicará un importante ingreso de carbonato de calcio (CaCO_3) a los cuerpos de agua de la zona, los que tenderán, en consecuencia, a ser alcalinos. La adición de cal a los suelos, utilizada como enmienda para reducir su acidez y favorecer el desarrollo de las pasturas, puede determinar, por escorrentía, el ingreso de CaCO_3 a los cuerpos de agua de la región, aumentando su alcalinidad. Por el contrario, un lecho rocoso de granito tiende a ser deficiente en materiales alcalinos, por lo que el río tenderá a tener una menor alcalinidad y, en consecuencia, una menor capacidad amortiguadora (buffer) frente al ingreso de sustancias ácidas.

A valores de pH cercanos o inferiores a 7, la alcalinidad en las aguas naturales está asociada predominantemente al **sistema carbonato**, integrado como ya vimos por los iones HCO_3^- , CO_3^{2-} e hidroxilo (OH^-). De allí que el **cálculo de la alcalinidad** en el medio se centra en el análisis de las concentraciones de estos compuestos.

La *alcalinidad* resulta ser, entonces, la suma de las concentraciones de los iones HCO_3^- , CO_3^{2-} y OH^- . La ecuación resultante es:

$$[\text{alcalinidad}] = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] \quad 4.10$$

Donde:

[*alcalinidad*]: alcalinidad expresada en mg/L

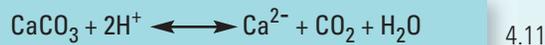
$[\text{HCO}_3^-]$: concentración del ión HCO_3^- , expresada en mg/L

$[\text{CO}_3^{2-}]$: concentración del ión CO_3^{2-} , expresada en mg/L

$[\text{OH}^-]$: concentración del ión OH^- , expresada en mg/L

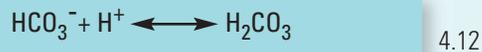
La alcalinidad de las aguas naturales se expresa como la concentración equivalente de iones hidroxilo (OH^-), en mg/L, o, más comúnmente, como la concentración de carbonato de calcio (CaCO_3) presente en el medio, en mg/L.

La reacción de ionización producida a partir de la presencia de CaCO_3 genera la liberación de CO_2 , el cual originará HCO_3^- (según la reacción 4.7):



Es importante distinguir claramente entre el concepto de alta *basicidad*, asociado a un elevado valor de pH, y alta *alcalinidad*, asociada a la capacidad del medio para aceptar H^+ . Mientras que el pH implica un factor de *intensidad*, la alcalinidad se asocia a un factor de *capacidad*.

El HCO_3^- tiene características *anfipróticas*, esto es, puede perder un H^+ , generando CO_3^{2-} (según la reacción 4.7) o ganarlo, produciendo una molécula de ácido carbónico (H_2CO_3), dependiendo del pH del medio, según la siguiente reacción:



Dada su carácter anfiprótico, el HCO_3^- es capaz de actuar como una base en un medio ácido y como un ácido en un medio básico, amortiguando las variaciones bruscas del pH, esto es, actuando como un buffer.

La presencia del *sistema carbonato* en las aguas naturales les confiere, entonces, a éstas una cierta capacidad buffer que resulta determinante para mantener las condiciones estables de pH en el medio, evitando alteraciones en el ecosistema y protegiendo a las poblaciones naturales.

Así, la concentración del *sistema carbonato* en el medio determina su capacidad amortiguadora, mientras que la proporción relativa de sus componentes (CO_3^{2-} , HCO_3^- y OH^-) determina el valor del pH del medio.

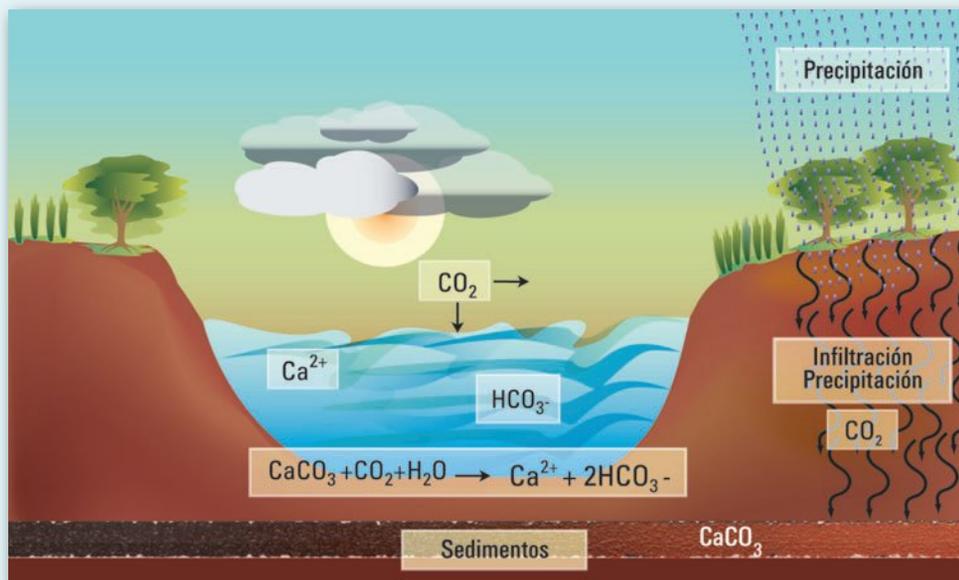


Figura 19: Dióxido de carbono y especies químicas del sistema carbonato presentes en el ambiente acuático.

En la FIGURA 19 se resumen las diferentes especies químicas derivadas del CO₂, asociadas al sistema carbonato, presentes en los ambientes dulceacuícolas.

A fin de que el cuerpo de agua mantenga valores de pH aproximadamente constantes, se requiere una elevada alcalinidad en el medio. En esas condiciones, el cuerpo de agua tiene la capacidad de neutralizar los potenciales contaminantes de carácter ácido o básico que ingresen al medio y de soportar las fluctuaciones diarias en la concentración de CO₂ sin que su pH se vea alterado significativamente.

La *alcalinidad mínima* requerida para mantener esta condición amortiguadora o buffer es de 20 mg de CaCO₃/L. Cuando las aguas naturales presentan una alcalinidad inferior,

Condición – Cuerpos de agua naturales	Concentración de CaCO ₃ (mg/l)
Acidificado	< 1 y pH < 5
Crítico	< 2
En peligro	2 - 5
Altamente sensible a la acidificación	5 - 10
Sensible a la acidificación	10 - 20
No sensible a la acidificación	> 20

Tabla 6: Clasificación de la condición de los cuerpos de agua naturales basada en la alcalinidad, medida como la concentración de carbonato de calcio (CaCO₃) en el medio (Godfrey y colaboradores, 1996, U.S.EPA).

su capacidad amortiguadora disminuye, por lo que el cuerpo de agua natural es altamente susceptible a mostrar variaciones significativas en sus valores de pH, especialmente en el caso de la acidificación del medio, afectando las condiciones de sobrevivencia de las poblaciones naturales expuestas.

La *U.S. EPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos)* considera *seis categorías* que describen la condición alcalina de los cuerpos de agua naturales (TABLA 6). A medida que la concentración de CaCO_3 , determinada en el laboratorio sobre muestras de agua o directamente en el campo mediante métodos adecuados, se incrementa, la alcalinidad aumenta y el riesgo de acidificación decrece.

En los cuerpos de agua naturales no contaminados los valores de alcalinidad suelen variar entre 20 y 200 mg CaCO_3/L . Niveles de alcalinidad inferiores a 19 mg CaCO_3/L son indicadores de sistemas pobremente amortiguados, con menor capacidad para resistir las variaciones en el pH. Los cuerpos de agua naturales con valores de pH cercanos o inferiores a 5 tienen una muy baja capacidad buffer.

Las lecturas de pH superiores a 11 resultan ser muy poco frecuentes en cuerpos de agua naturales y aún en aquellos expuestos a severa contaminación; sin embargo, si esos valores de pH fueran alcanzados, indicarían que el carbonato (CO_3^{2-}) es la especie dominante responsable de la alcalinidad del sistema, desplazando al HCO_3^- (FIGURA 18).

Complejación y quelación de metales

4.6

Los metales pueden existir en diferentes formas en el ambiente acuático, transformarse de una forma en otra reversible o irreversiblemente, o presentarse en varias formas simultáneamente. Así, la forma, o *especiación química*, de los metales puede variar ampliamente, dependiendo de las condiciones ambientales. Estas *especies químicas* pueden ser descritas en términos de estado de valencia u oxidación, formulación química, composición física y complejación con otros compuestos químicos inorgánicos u orgánicos.

En el caso del cobre, estas diversas formas presentes en el ambiente acuático pueden incluir:

- ❖ distintos estados de valencia, tales como cobre metálico (Cu_0), cobre (I) (Cu^{1+}), cobre (II) (Cu^{2+}),
- ❖ asociaciones con distintos iones dentro de un estado físico determinado, tal como sulfato de cobre sólido (CuSO_4) y sulfuro de cobre sólido (CuS),
- ❖ diferentes complejos metálicos, tales como complejos Cu^{2+} -ácido fúlvico y cobre tetrahidratado [$\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_4^{2+}$].

En el ambiente acuático, los metales pueden presentarse, además, bajo diferentes estados físicos. Así, el cobre puede presentarse como sulfato de cobre sólido (CuSO_4), Cobre (II) disuelto en agua (Cu^{2+}) y Cu^{2+} adsorbido sobre minerales o materia orgánica suspendida en el agua o depositada en sedimentos,

Entendemos por *adsorción* al proceso por el cual una especie química es atrapada o retenida en la superficie de un material, generalmente sólido. La sustancia que es retenida se denomina

adsorbato y la materia que la retiene recibe el nombre de *adsorbente*. Así, el cobre mencionado en el párrafo anterior es el adsorbato y la materia orgánica suspendida en el agua, el adsorbente.

Es necesario, diferenciar este proceso de la *absorción* es la incorporación de una sustancia en un estado a otra en un estado diferente, como, por ejemplo, líquidos absorbidos por un sólido o gases absorbidos por el agua. Las moléculas o átomos de una sustancia se interpenetran casi uniformemente con las de otro compuesto, constituyendo una solución.

En resumen, los metales pueden presentarse en los ambientes acuáticos bajo muy diferentes especies químicas (FIGURA 20):

- ❖ Como ión libre,
- ❖ Como precipitado sólido, formando sales inorgánicas;
- ❖ Como complejos solubles orgánicos;
- ❖ Como complejos solubles inorgánicos;
- ❖ Como especies químicas diferentes adsorbidas sobre otras sustancias inorgánicas, arcillas, silicatos y otros minerales, o sobre materia sólida orgánica.

La especiación química de los metales afecta su movilidad y transformación en el ambiente, su disponibilidad para los organismos vivos o *biodisponibilidad* y el riesgo ambiental asociado a su presencia. Cada una de estas especies químicas puede presentar propiedades físicas, químicas y toxicológicas diferentes y únicas, con lo que se complica significativamente la evaluación de sus potenciales efectos sobre el ambiente.

Nos referiremos aquí a la formación de *complejos metálicos* por unión del metal con compuestos inorgánicos u orgánicos.

Un *complejo* metálico es la unión entre un ión metálico y otra u otras especies químicas. La estructura así formada es denominada *complejo*, *ión complejo* o *compuesto de coordinación*. El proceso que determina su formación se denomina *complejación*.

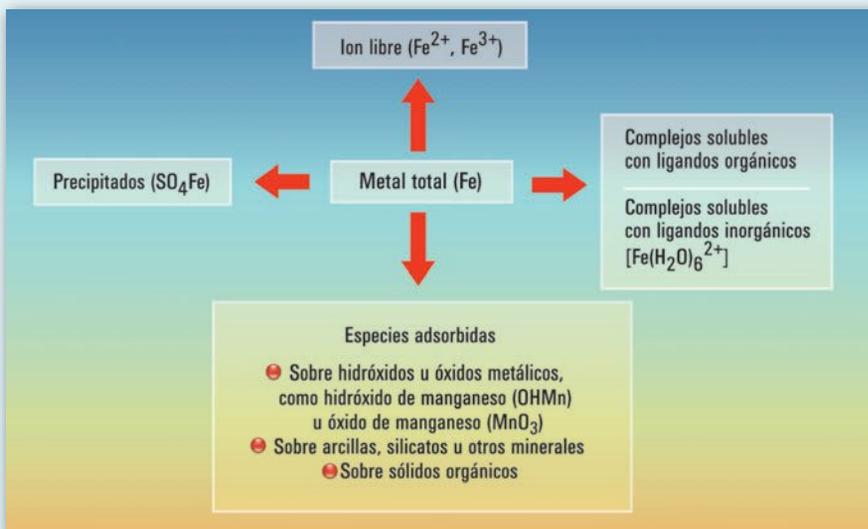


Figura 20: Especiación de metales en el ambiente acuático

El **cación** metálico (ión cargado positivamente) ocupa el lugar central del complejo y los **aniones**, denominados **ligandos**, se ubican en la periferia de la estructura (FIGURA 21). La unión entre el ión metálico y el ligando puede ser de naturaleza covalente, electrostática o ambas.

Los **ligandos** pueden ser especies inorgánicas, como H₂O, iones cloruro (Cl⁻), fluoruro (F⁻), bromuro (Br⁻), sulfato (SO₄²⁻), fosfato (PO₄³⁻) y carbonato (CO₃²⁻), o moléculas orgánicas, tales como proteínas, aminoácidos o **sustancias húmicas**.

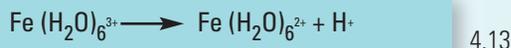
Los ligandos inorgánicos y orgánicos pueden unirse para formar complejos, tanto a iones metálicos habitualmente presentes en aguas naturales, como Mg²⁺, Ca²⁺, Mn²⁺, Fe²⁺, Fe³⁺, Cu²⁺ y Zn²⁺, como a aquellos sólo observables en ambientes contaminados (Co²⁺, Ni²⁺, Sr²⁺, Cd²⁺ y Ba²⁺).

El **índice** o **número de coordinación** es el número total de ligandos que pueden estar directamente asociados al ión central. La mayoría de los iones metálicos de interés en aguas naturales tienen índices de coordinación **6**, con excepción del litio (Li⁺), cromo (VI) (Cr⁶⁺) y cobre (I) (Cu⁺) que tienen un índice de coordinación **4**. Además, un ión metálico puede tener más de un índice de coordinación. Así, el ión hierro (III) (Fe³⁺) puede presentar índices de coordinación **6** y **4**, siendo este último menos común en cuerpos de agua naturales.

Un ligando **monodentado** o **unidentado** se une mediante una única unión al ión metálico central. El agua (H₂O), amoníaco (NH₃) y metilamina (CH₃NH₂), y los aniones fluoruro (F⁻), ciano (CN⁻), cloruro (Cl⁻), bromuro (Br⁻), yoduro (I⁻) e hidroxilo (OH⁻) actúan como ligandos monodentados.

En soluciones acuosas, los metales pueden presentarse, como indicamos previamente, bajo la forma de complejos con moléculas inorgánicas. Un ejemplo de ello son los complejos metálicos hidratados con moléculas de agua, bajo la forma $M(H_2O)_6^{2+}$ ó $M(H_2O)_6^{3+}$, dependiendo del metal (**M**). El hierro hexahidratado [Fe(H₂O)₆³⁺] contiene 6 ligandos monodentados de agua unidos al átomo central de hierro.

Debido a la alta densidad de carga asociada al átomo de metal, estos complejos hidratados tienden a disociarse. Así ocurre en el caso del hierro hexahidratado mencionado:



Este proceso de disociación involucra la hidrólisis de una molécula de agua en el complejo. Así, estos complejos tienden a actuar como dadores de protones, esto es, se comportan como **ácidos** en el sistema.

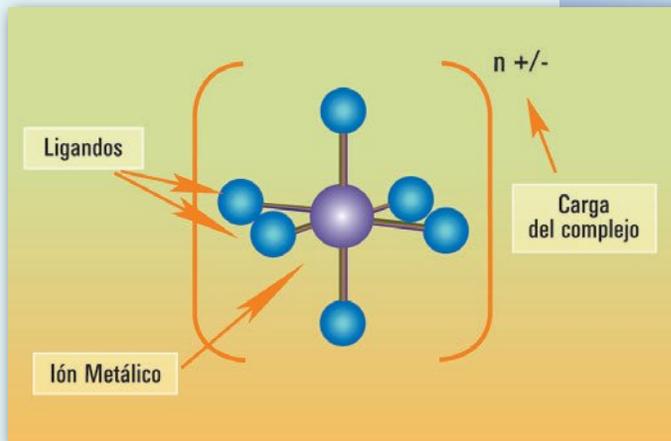


Figura 21: Estructura de un complejo metálico hipotético.

Existen, además, en la naturaleza ligandos *bi*, *tetra* y *hexadentados* que se unen mediante dos, cuatro y seis uniones al ión metálico central. Los complejos metálicos formados a partir de estos ligandos tienen una menor importancia relativa en solución en las aguas naturales.

La *quelación* es un caso especial de *complejación* en el cual los ligandos se unen mediante dos o más sitios al catión metálico central. Este proceso presenta una importancia considerable en la química de las aguas naturales. En este caso, los ligandos involucrados son *polidentados*. El complejo formado recibe el nombre de *quelato*.

Un *agente quelante* es el compuesto orgánico o inorgánico unido al metal a través de más de un átomo; se forman estructuras químicas complejas en forma de anillo. Así, el ión *pirofosfato* ($P_2O_7^{4-}$) se une mediante dos sitios diferentes al ión calcio para formar un *quelato*.

Los *agentes quelantes* pueden estar naturalmente presentes en los cuerpos de agua naturales, como las sustancias húmicas y los aminoácidos, o ingresar a ellos como resultado de la actividad humana, tal como ocurre con el tripolifosfato de sodio, el etilén-diaminotetraacetato de sodio, comúnmente denominado *EDTA*, el nitriloacetato de sodio (*NTA*) y el citrato de sodio.

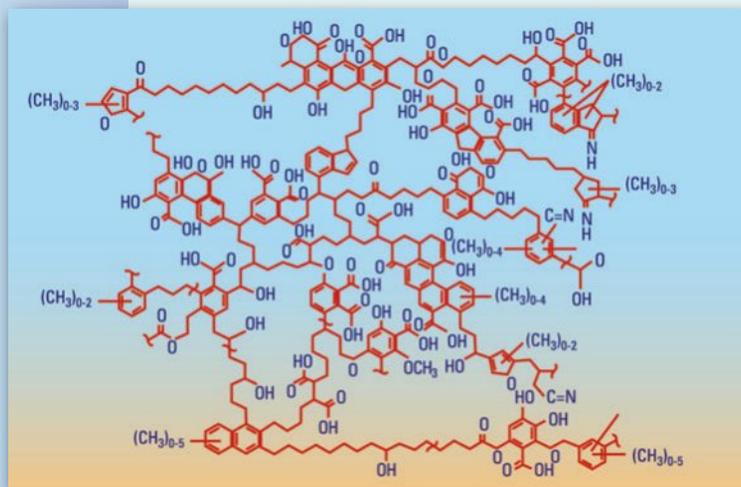


Figura 22: Estructura del ácido fúlvico, sustancia húmica frecuentemente encontrada en los sedimentos dulceacuáticos

Las *sustancias húmicas* constituyen el grupo más importante de *agentes quelantes naturales*. Son macromoléculas de alto peso molecular, resistentes a la degradación, generadas durante los procesos de descomposición de la vegetación en suelos y sedimentos. En la **FIGURA 22** se muestra la compleja estructura del *ácido fúlvico*, sustancia húmica soluble, frecuentemente encontrado en los ambientes acuáticos.

Los complejos solubles metálicos de ácido fúlvico tienen una particular importancia en las aguas naturales, ya que están involucrados en la solubilización y transporte del hierro en el ambiente y están asociados

con la coloración del agua. El color marrón amarillento observado en algunas aguas naturales suele ser debida a los quelatos de hierro y ácido fúlvico presentes en el sistema.

Los *agentes quelantes sintéticos*, como EDTA y NTA, son liberados al ambiente acuático como resultado de la emisión de efluentes derivados de la industria del niquelado. Estos compuestos, además, suelen ser incorporados en las formulaciones de detergentes. En la **FIGURA 23** se muestra la estructura del ácido nitrilotriacético (NTA) que se une al ión metálico (en la zona marcada con un asterisco en la figura) formando una estructura en forma de anillo.

Dado que los agentes quelantes pueden unirse en varios sitios simultáneamente con el ión metálico, los quelatos suelen ser más estables en el ambiente que los complejos formados por ligandos monodentados. La estabilidad de estos complejos se incrementa con el número de sitios de unión disponibles en el agente quelante.

Esta estabilidad tiene una fundamental importancia en los procesos químicos que se producen en los ambientes acuáticos. Así, la emisión de efluentes y desechos que contienen sales metálicas y agentes quelantes en los cuerpos de agua naturales pueden determinar un incremento del riesgo asociado a la presencia de metales pesados en el medio. Por otra parte, algunos agentes quelantes insolubles en agua son utilizados para la remoción de metales en los ambientes contaminados como una estrategia para su recuperación.

A diferencia de los complejos y quelatos descriptos, en los *compuestos órgano metálicos*, especie química de especial importancia en las aguas naturales contaminadas, el átomo de metal está unido directamente al carbono de un grupo orgánico; esa unión no es reversible. El grupo orgánico asociado al metal no se presenta, generalmente, en el ambiente como una especie química establecida independiente. Probablemente, los *compuestos órgano metálicos* de mayor importancia en los ambientes acuáticos sean el ión monometilmercurio (HgCH_3^+) y el dimetilmercurio [$\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$].

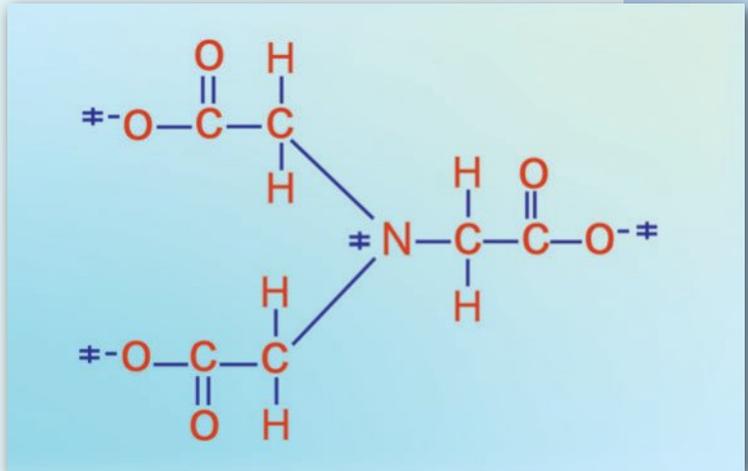


Figura 23: Estructura del ácido nitrilotriacético (NTA). Los asteriscos indican los grupos funcionales que se unen al ión metálico para formar el quelato. (Modificado de Manahan, 2001).

Estos compuestos órgano metálicos pueden ingresar al ambiente a partir de las emisiones industriales, o ser producto del metabolismo de la comunidad bacteriana presente en el sistema, como en el caso los compuestos órgano metálicos de mercurio (Hg), estaño (Sn), selenio (Se) y arsénico (As). Los procesos metabólicos bacterianos asociados a la generación de compuestos órgano metálicos son dependientes del pH del medio y suelen incrementarse bajo condiciones ácidas en las aguas naturales.

Algunos de estos compuestos presentan una elevada toxicidad sobre los organismos expuestos. Tal es el caso del *tributiltin (TBT)*, compuesto órgano metálico derivado del estaño tetravalente (Sn^{4+}), frecuentemente utilizado como biocida en pinturas para buques para evitar el crecimiento de moluscos y algas. El *Sn* en su forma inorgánica es considerado no tóxico. Sin embargo, su derivado órgano metálico resulta ser extremadamente tóxico para las poblaciones naturales de crustáceos y moluscos, aún a bajas concentraciones. Elevadas concentraciones de TBT y otros derivados órgano metálicos del Sn pueden ser encontrados en agua y sedimentos y, aún, en tejidos de organismos acuáticos y aves, representando un riesgo para los ecosistemas terrestres y acuáticos (Wasik and Namieśnik, 2001).

Procesos biológicos

4.7

Un *ecosistema* está integrado por todos los organismos vivos que coexisten en él y los factores abióticos, no vivos, con los que interactúan. Independientemente del tamaño del ecosistema, su dinámica involucra dos procesos que no pueden ser completamente explicados en términos de las poblaciones y comunidades que habitan en él ni en relación a los procesos físico-químicos que involucran a la porción abiótica. Estos procesos son el *flujo de la energía* y el *ciclo de la materia*. Ambos se producen como consecuencia de la estrecha interacción entre los componentes *biótico* y abiótico del ecosistema.

La energía ingresa en los ecosistemas acuáticos en la forma de energía lumínica, la cual es convertida por los organismos autótrofos en energía química. Esta energía química contenida en la materia orgánica es utilizada por los organismos heterótrofos y finalmente es disipada, parcialmente, en forma de calor.

Los elementos químicos, tales como carbono, nitrógeno y fósforo, son reciclados entre los componentes bióticos y abióticos del ecosistema. Los organismos fotosintéticos incorporan el carbono inorgánico del aire, suelo y agua y lo integran en moléculas orgánicas, algunas de las cuales serán consumidas por otros organismos. Los elementos retornan finalmente en su forma inorgánica al suelo, aire y agua como resultado de la actividad metabólica de plantas, animales, bacterias y hongos.



Tanto la materia como la energía se mueven en el ecosistema a través de la transferencia de sustancias durante la fotosíntesis y las relaciones tróficas entre los organismos. Sin embargo, dado que la energía, a diferencia de la materia, no puede ser reciclada, el ecosistema requiere un permanente aporte de energía externa en forma, generalmente, de energía lumínica. Así, la energía *fluye* en el ecosistema mientras que la materia es *reciclada* en él.

A fin de comprender los procesos que involucran a organismos vivos en los ambientes acuáticos, es necesario revisar los conceptos relacionados con las *relaciones tróficas* en el ecosistema y los *modelos metabólicos* existentes en la naturaleza.

Modelos metabólicos y relación con el oxígeno en los organismos vivos.

4.7.1

Todos los seres vivos requieren *fuentes de carbono* y *de energía* que serán utilizadas en la construcción de las moléculas orgánicas que constituyen su estructura celular y en el mantenimiento y consecución de sus procesos metabólicos.

De acuerdo a la *fuerza de energía* que requieran, distinguimos:

- ❖ *Organismos fotosintéticos*, que utilizan energía lumínica como fuente disponible, y
- ❖ *Organismos quimiosintéticos* que utilizan, por el contrario, energía química contenida en moléculas orgánicas o inorgánicas.

De acuerdo a la *fuerza de carbono* que utilicen, distinguimos:

- ❖ *Organismos autótrofos*, que utilizan carbono inorgánico, bajo al forma de CO_2 , y
- ❖ *Organismos heterótrofos*, que utilizan materia orgánica como fuente de carbono.

La combinación de estas posibilidades para las fuentes de carbono y energía resulta en cuatro *modelos metabólicos*, también denominados *modelos de nutrición*, en los seres vivos, que se describen a continuación y se resumen en la TABLA 7:

❖ *Organismos fotoautótrofos*: Organismos fotosintéticos que capturan energía lumínica, la transforman en energía química, mediante el proceso denominado *fotosíntesis*, y la utilizan para llevar a cabo la síntesis de compuestos orgánicos a partir del CO_2 del medio. Entre los organismos *fotoautótrofos* presentes en los cuerpos de agua naturales se encuentran las *cianobacterias*, algunos *protistas*, tal como las algas, y las plantas.

❖ *Organismos quimioautótrofos*: requieren CO_2 como fuente de carbono y utilizan como *fuerza de energía*, la energía química resultante de los procesos de oxidación de moléculas inorgánicas, tales como sulfuro de hidrógeno (SH_2), amoníaco (NH_3), ión (II) (Fe^{2+}). Este modelo metabólico sólo está presente en algunos organismos procariontes, tal como los géneros *Nitrosomonas*, que oxida NH_3 , *Thiobacillus*, que oxida el sulfuro de hierro (FeS_2) generando iones hierro (III) (Fe^{3+}) e hidrógeno (H^+) y *Gallionella*, que oxida el ión ferroso (Fe^{2+}) a ión férrico (Fe^{3+}), entre otros. La mayoría de estos organismos son bacterias y *Archaea* que habitan ambientes hostiles.

❖ *Organismos fotoheterótrofos*: que utilizan energía lumínica como fuente de energía y carbono orgánico como fuente de carbono. Este modelo metabólico sólo está presente en algunos procariontes, como en *Rhodospirillum rubrum*, bacteria no púrpura del azufre, y *Rhodomicrobium* sp., que utiliza acetato (CH_3COOH) como fuente de carbono.

❖ *Organismos quimioheterótrofos*: utilizan materia orgánica como fuente de carbono y de energía. Este modelo metabólico está ampliamente representado entre los procariontes y protistas. Los hongos y animales presentan este modelo metabólico.

Clasificación		Fuente de energía	Fuente de carbono
Autótrofos	Fotoautótrofos	Energía lumínica	CO ₂
	Quimioautótrofos	Reacciones de Óxido - reducción de Sustancias inorgánicas (NH ₃ , SH ⁻ , Fe ²⁺)	CO ₂
Heterótrofos	Fotoheterótrofos	Energía lumínica	Compuestos orgánicos
	Quimoheterótrofos	Reacciones de óxido - reducción de compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos

Tabla 7: Modelos metabólicos en los seres vivos según fuentes de energía y carbono.

En relación con los requerimientos de oxígeno en el medio, distinguimos cuatro categorías de organismos:

❖ *Organismos aeróbicos estrictos u obligados*, que requieren la estricta presencia de O₂ en el medio para llevar a cabo el proceso de *respiración celular*; el O₂ actúa como último aceptor de electrones en el proceso de oxidación. Una amplia variedad de procariontes, incluyendo cianobacterias, bacterias y *Archaea*, y todos los protistas, plantas, hongos y animales son dependientes de la presencia de O₂ en el medio.

❖ *Organismos anaeróbicos estrictos*, que no requieren la presencia de O₂ en el medio para el llevar a cabo su respiración celular. No toleran la presencia de O₂ en el medio; este compuesto resulta ser altamente tóxico para estos organismos. Esta categoría está integrada únicamente por bacterias, tal como *Clostridium* sp., *Actynomices* sp., *Propionbacterium* sp., *Eubacterium* sp., *Desulfovibrio* sp., *Desulfomonas* sp. y *Sarcina* sp.

❖ *Organismos anaeróbicos aerotolerantes*, que no utilizan O₂ como último aceptor de electrones en el proceso de respiración celular, pero soportan bajas concentraciones de O₂ en el medio, como algunas especies del género *Psychromonas*.

❖ *Organismos facultativos*, utilizan O₂ como último aceptor de electrones en su respiración celular, si esta molécula está presente en el medio; si no existe O₂ en el medio, llevan a cabo una *respiración celular anaeróbica*. Esta categoría está integrada por una amplia diversidad de bacterias habitualmente presentes en los ambientes naturales, como *Staphylococcus* sp., *Escherichia coli* y *Corynebacterium* sp.



Niveles tróficos y producción en los ecosistemas acuáticos

4.7.2

El **nivel trófico** de un organismo es su posición en una **cadena alimentaria** o **trófica**, la secuencia de consumo y transferencia de energía a través del componente biótico del ecosistema.

La base de la cadena trófica está constituida por los **productores primarios**. Estos son organismos fotoautótrofos que utilizan energía lumínica para sintetizar, a partir del CO_2 del medio, su materia orgánica, mediante el proceso de **fotosíntesis**.

Estas moléculas orgánicas serán oxidadas, mediante los procesos de respiración celular, para obtener materiales disponibles para la construcción de otras moléculas requeridas. La energía liberada como consecuencia de este proceso de oxidación será recuperada por los productores primarios bajo la forma de una molécula particular, el **adenosín trifosfato (ATP)**. La energía contenida en las moléculas de **ATP** podrá ser utilizada para otros procesos que la requieran, tales como reproducción, síntesis de nuevas moléculas y crecimiento, entre otros.

Los organismos ubicados por encima de este nivel reciben el nombre de **consumidores**; son heterótrofos que directa o indirectamente dependen de la producción de los productores primarios para su subsistencia. Los herbívoros, que se alimentan directamente de plantas y otros productores primarios, son considerados como **consumidores primarios**. Los carnívoros que se alimentan del nivel anterior son denominados **consumidores secundarios**, y los carnívoros que se alimentan de otros carnívoros son **consumidores terciarios**.

Los **detritívoros** o **descomponedores** son consumidores que obtienen su energía y carbono a partir de los desechos o detritos, integrados por materia orgánica no viva, tal como restos de organismos muertos, hojas caídas, madera, excrementos, etc.

La **FIGURA 24** muestra las relaciones tróficas en un ecosistema genérico. En la **TABLA 8** se indican ejemplos de los grupos de organismos dominantes, correspondientes a cada nivel trófico, en los ecosistemas acuáticos.

En los ríos y arroyos, los organismos fotoautótrofos están representados en forma dominante por algas clorofíceas del fito-

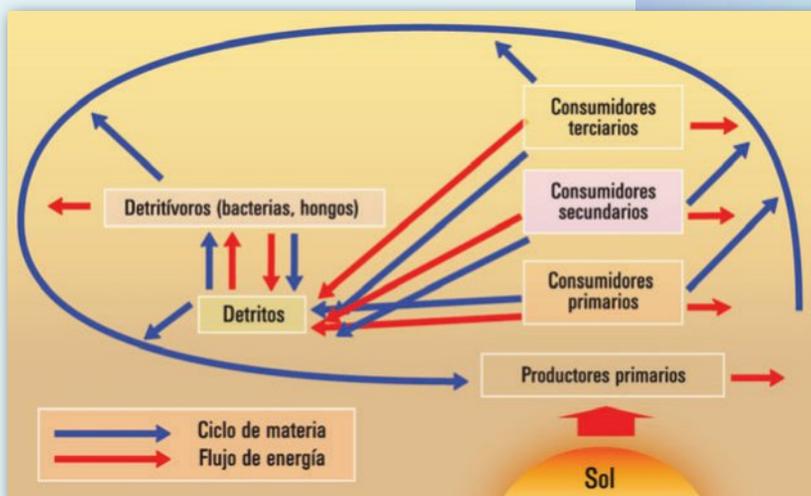


Figura 24: Relaciones tróficas en un ecosistema genérico. La energía, representada por flechas rojas, ingresa como radiación lumínica, es transformada en energía química y transferida bajo esa forma entre los distintos niveles tróficos; finalmente, es emitida como calor al medio. La materia, representada por flechas azules, es transferida entre los diferentes niveles tróficos hasta finalmente ser conducida hacia los desechos o detritos. Finalmente, es reciclada al medio como materia inorgánica.

plancton y las plantas acuáticas, también denominadas *macrófitas*. El término *macrófita* se aplica generalmente a las plantas acuáticas, de tamaño macroscópico, incluyendo:

- ❖ Plantas *emergentes*, enraizadas en los sedimentos y extendidas fuera del agua, como espadañas y juncos,
- ❖ Plantas *sumergidas*, enraizadas en los sedimentos y extendidas dentro del agua, como *Ceratophyllum* y *Potamogeton*;
- ❖ Plantas *flotantes*, enraizadas en el sedimento, con hojas que flotan en la superficie, como el nenúfar o lirio acuático; Y
- ❖ Plantas *flotantes* libres, no enraizadas en el sedimento, con hojas que flotan sobre la superficie del agua, como las lentejas acuáticas (*Lemna* sp.).

La *producción primaria* de un ecosistema acuático es la cantidad de energía lumínica convertida a energía química por los fotoautótrofos durante un determinado período de tiempo. Esta producción primaria regula los límites del *presupuesto energético* del ecosistema, determinado por el balance entre el ingreso y egreso de energía en el sistema.

La Tierra recibe diariamente cerca de 1022 J de radiación solar (1 J = 0,239 cal). La mayoría de esta radiación es absorbida, dispersada o reflejada por la atmósfera, dependiendo

Clasificación	Fuente de energía	Fuente de carbono
Productores primarios	Fotosíntesis Quimiosíntesis - Quimioautótrofos	Algas, cianobacterias, macrófitas acuáticas Bacterias del azufre
Consumidores	Herbivoría - Predación	Protozoos zooplanctónicos de vida libre que se alimentan de algas y bacterias; planarias (Platyhelminthes), rotíferos, moluscos gastrópodos y bivalvos, anélidos oligoquetos y sanguijuelas (hirudíneos), nematodos de vida libre bentónicos, crustáceos del zooplancton y bentónicos, insectos acuáticos, larvas de insectos, renacuajos (larvas de anuros), peces herbívoros y carnívoros, reptiles y aves acuáticas, entre otros.
Detritívoros	Degradación de restos de organismos muertos, heces, mineralización de nutrientes	Bacterias y hongos que degradan macromoléculas orgánicas, celulosa, lignina; oxidación de la materia orgánica generando CO ₂
Agentes de reciclado de los ciclos biogeoquímicos	Reciclado del carbono, nitrógeno, fósforo, azufre, hierro y otros elementos químicos	Bacterias
Parásitos		Virus, bacterias, protistas, hongos, monogénea, nematodos.

Tabla 8: Rol de los grupos dominantes de organismos en los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas.

de la nubosidad y la cantidad de partículas suspendidas en el aire de las distintas regiones del planeta. La cantidad de energía solar que alcanza, finalmente, la superficie del planeta limita la producción primaria de los ecosistemas.

La mayor parte de la radiación solar que alcanza la superficie terrestre incide sobre el suelo desnudo o sobre cuerpos de agua que absorben o reflejan la energía que ingresa. Sólo una pequeña fracción alcanza las partes verdes de las plantas, algas y procariontes fotosintetizadores. De esta porción, sólo una reducida fracción corresponde a las longitudes de onda utilizables para la fotosíntesis. De allí que sólo, aproximadamente, el 1% de la luz visible es efectivamente convertida en energía química por fotosíntesis.

La producción primaria total de un ecosistema es conocida como al *producción primaria bruta*, esto es, la cantidad de energía lumínica convertida, mediante fotosíntesis, en energía química por unidad de tiempo. Parte de esta energía química es oxidada por la respiración celular de los mismos organismos fotoautótrofos para rendir energía utilizable para sus procesos metabólicos, bajo la forma de ATP.

La *producción primaria neta* del ecosistema consiste, entonces, en la diferencia entre la producción primaria bruta y la cantidad de energía utilizada para la respiración celular de los productores primarios. Puede ser expresada como la energía por unidad de área por unidad de tiempo ($J/m^2/año$) o como nueva *biomasa* de productores primarios adicionados al ecosistema por unidad de área por unidad de tiempo (g de peso seco/ $m^2/año$). Esta producción primaria neta representa la cantidad de energía química disponible para los niveles tróficos de consumidores en el ecosistema.

Si la producción primaria neta es positiva, la materia orgánica se incrementa en el ecosistema. Si es negativa, se requiere aporte de materia orgánica *alóctona*, proveniente de otro ecosistema, para mantener la dinámica del ecosistema.

En los ambientes acuáticos, la producción primaria puede ser medida mediante distintos métodos, tales como:

❖ Determinación de diferencias en la concentración de O_2 o de CO_2 disuelto en muestras de agua tomadas del ambiente natural, mantenidas dentro de recipientes de vidrio cerrados, oscuros y claros (oscuridad y luz), al cabo de un determinado tiempo (Gaarder and Gran, 1927; Webber y Thurman, 1991). La producción primaria es estimada por la cantidad de O_2 o de CO_2 utilizada por la comunidad en condiciones de luz y oscuridad. Es el más antiguo método desarrollado para esta evaluación.

❖ Determinación de la concentración del isótopo ^{14}C , como bicarbonato de sodio (Na_2CO_3), en la materia orgánica, al cabo de un periodo de tiempo determinado. Permite la estimación de la producción primaria bruta y neta, dependiendo del tiempo de incubación seleccionado (1h para la producción primaria bruta) (Steehan-Nielsen, 1951, 1952).

La producción primaria neta varía considerablemente en los diferentes ecosistemas. Así, los cuerpos de agua superficiales naturales (lagos, ríos y arroyos) generan alrededor de $250 g/m^2/año$, lo que representa el 0,3% de la producción primaria neta del planeta (Campbell and Reece, 2006).

Si consideramos la transferencia de materia orgánica entre los productores primarios y los herbívoros, es posible observar que, en la mayoría de los ecosistemas, los herbívoros

se alimentan de sólo una fracción de la materia orgánica disponible. Los herbívoros utilizan parte de la energía química contenida en su ingesta para su respiración celular; el resto es eliminado en sus excrementos. Una porción de la energía utilizada para la respiración es disipada hacia el medio como calor. Sólo la energía química almacenada por los herbívoros como *biomasa*, a través de los procesos de *crecimiento*, aumento del número de sus células, y *reproducción*, generación de nuevos individuos, está disponible como alimento para el siguiente nivel trófico; esto es, constituye la *producción secundaria neta*. La energía química contenida en los excrementos estará disponible para los detritívoros.

En consecuencia, resulta posible medir la eficiencia de un nivel de consumidores, denominada *eficiencia productiva*, como transformadores de energía mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Eficiencia productiva} = \frac{\text{Producción secundaria neta}}{\text{Asimilación de la producción primaria neta}} \quad 4.14$$

La *producción secundaria neta* es la cantidad de energía química que es convertida a nueva biomasa por los consumidores secundarios por unidad de tiempo; esto es, la energía utilizada para su crecimiento y reproducción, como mencionamos antes. La *asimilación* consiste en la energía total utilizada para su crecimiento, reproducción y respiración.

En consecuencia, la *eficiencia productiva* de un determinado nivel de consumidores es la fracción de energía almacenada que *no* es utilizada para la respiración. Esta eficiencia productiva es variable entre los diferentes grupos de organismos y entre los distintos ambientes. Así, los peces suelen tener eficiencias productivas del orden del 10%, mientras que los insectos son más eficientes, con valores en el orden del 40%.

Siguiendo este razonamiento, es posible estimar la *eficiencia trófica* de un determinado nivel trófico, esto es, el porcentaje de producción efectivamente transferida desde un nivel trófico hasta el siguiente. El valor de la *eficiencia trófica* resulta ser menor a la *eficiencia productiva* de ese nivel, ya que tiene en cuenta no sólo la energía consumida en la respiración y eliminada con los excrementos, sino la energía química de un nivel que no es consumida por el siguiente nivel trófico.

Dependiendo de las características del ecosistema, esta *eficiencia trófica* oscila en valores entre el 5% y el 20%. Entre el 80% y el 95% de la energía química disponible en un nivel trófico no es transferida al siguiente. Así, si sólo el 10%, en promedio, de la energía disponible como *producción primaria neta* es efectivamente transferida al nivel de los consumidores primarios y sucesivamente, el 10% de esa producción secundaria neta es transferida al siguiente nivel trófico, resulta que sólo el 1% de la producción primaria neta inicial está disponible para los consumidores secundarios.



Ciclo de la materia y los ciclos biogeoquímicos

4.7.3

Si bien, los ecosistemas acuáticos reciben un casi inextinguible aporte de energía solar, la materia sólo está disponible en cantidades limitadas. En consecuencia, la dinámica de los ecosistemas depende del reciclado de los elementos químicos esenciales. Dado que el reciclado de estos elementos químicos involucra los componentes bióticos y abióticos del ecosistema, reciben el nombre de *ciclos biogeoquímicos*.

Analizaremos algunos de estos *ciclos biogeoquímicos* de importancia en los cuerpos de agua naturales.

Los *ciclos biogeoquímicos* describen el movimiento y la conversión de materiales por medio de la actividad bioquímica que se producen en la atmósfera, la hidrósfera y la litósfera. Comprenden transformaciones físicas, como la disolución, precipitación, volatilización y fijación, transformaciones bioquímicas que involucran la presencia de organismos vivos, como la síntesis, biodegradación y reacciones de óxido-reducción, y combinaciones de estos procesos.

Estas transformaciones físicas y químicas pueden causar *translocaciones* espaciales de materiales, por ejemplo desde la columna de agua hacia el sedimento o desde el agua hacia la atmósfera.

De hecho todos los organismos vivos participan de estos procesos, pero los microorganismos, en particular, las bacterias, debido a su ubicuidad y a la diversidad de sus modelos metabólicos, desempeñan un rol fundamental en ellos (Atlas y Bartha, 2005).

Directa o indirectamente, los ciclos biogeoquímicos requieren de la energía solar o de la energía de la materia inorgánica reducida para su funcionamiento. Mientras la energía fluye a través del ecosistema, la materia experimenta transformaciones cíclicas. Estos procesos cíclicos permiten que se alcance un equilibrio dinámico entre las diversas especies químicas involucradas en el proceso y la actividad metabólica de los organismos que las requieren.

Sin embargo, no todos estos procesos biogeoquímicos involucran necesariamente la existencia de ciclos cerrados. La materia puede ser exportada o importada hacia y desde otros ecosistemas. Del mismo modo, puede permanecer no disponible para los organismos vivos durante millones de años, como ocurre con los depósitos de petróleo fósil o los de piedra caliza.

La *velocidad* del ciclo biogeoquímico para un determinado elemento químico suele ser proporcional a la cantidad del elemento presente en la biomasa. Así, el carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, fósforo y azufre, principales componentes elementales de los organismos, se reciclan proporcionalmente más rápido y, en algunos casos, como el carbono y el oxígeno, a escala global. Mientras que los *elementos traza*, presentes en concentraciones inferiores al 0,01% en los organismos, como el magnesio, potasio, cobalto, cromo, cobre, níquel, selenio, entre otros, se reciclan más lentamente. El hierro, manganeso, calcio y sílice constituyen una excepción; aunque están presentes en concentraciones traza en los organismos, son reciclados relativamente en forma rápida y a escala global (Atlas y Bartha, 2005).

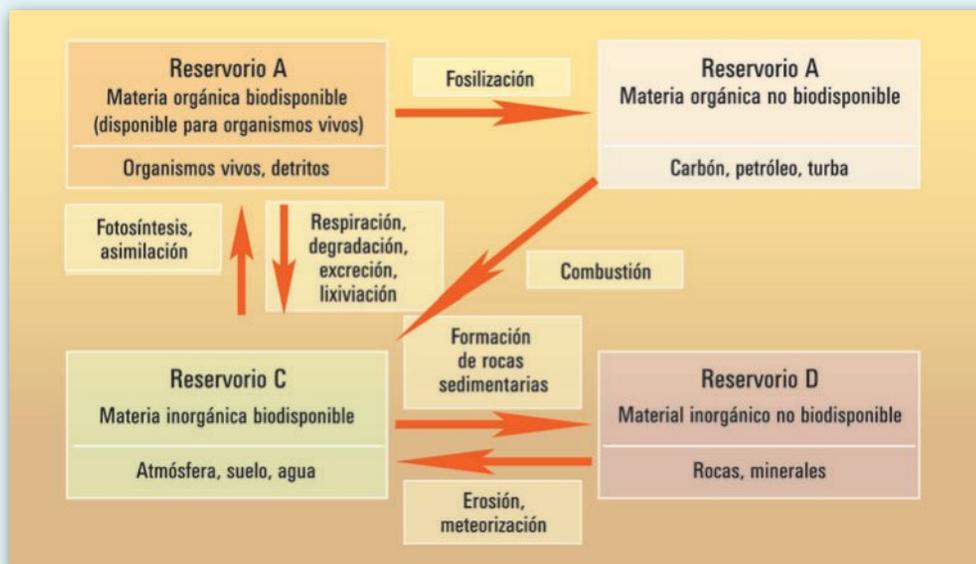


Figura 25: Modelo general de ciclo biogeoquímico indicando los distintos reservorios, sus características y los procesos de transferencia de materiales (flechas).

La ruta seguida por cada elemento químico específico a través del ciclo biogeoquímico varía para cada elemento particular y con la estructura trófica del ecosistema analizado. Para cada ciclo biogeoquímico es posible definir distintos *reservorios* o *depósitos* del elemento y procesos de transferencia del elemento entre ellos.

Cada *reservorio* es definido por el material orgánico o inorgánico que contiene y por la biodisponibilidad o no de ese material. En la FIGURA 25 se muestra un modelo general de ciclo biogeoquímico, sus reservorios y los procesos de transferencia entre ellos.

En este *ciclo biogeoquímico genérico*, el elemento químico está presente en los organismos vivos y en los detritos; se encuentra disponible para otros organismos que consuman esa materia orgánica y para los detritívoros (*Reservorio A*, FIGURA 25). Parte de esa materia orgánica podrá sufrir un proceso de fosilización y será transferida al *Reservorio B*, como materia orgánica no biodisponible, en el que puede permanecer por períodos prolongados (millones de años).

El elemento químico en su forma inorgánica, presente en la atmósfera, suelo o agua, está disponible para los organismos vivos (*Reservorio C*) y, mediante los procesos de fotosíntesis y asimilación, podrá ser transferido al *Reservorio A*. Desde este reservorio podrá ser reciclado al *Reservorio C* mediante los procesos de respiración celular, excreción y descomposición por detritívoros.

Si bien los organismos no pueden utilizar el elemento químico en su forma inorgánica retenido en la estructura de las rocas (*Reservorio D*), estos materiales pueden hacerse biodisponibles a través de los lentos procesos de erosión y meteorización, por exposición a las fenómenos climáticos. Del mismo modo, la materia orgánica retenida en el *Reservorio B* será translocada hacia el *Reservorio C* cuando los combustibles fósiles sean extraídos y utilizados, liberando gases a la atmósfera.

Los procesos de los ciclos biogeoquímicos mediados por organismos vivos son esenciales para el crecimiento y supervivencia de las poblaciones y el mantenimiento de la comunidad biótica en el ecosistema. Estos procesos biológicos determinan en gran medida la eficiencia del reciclado.

Las actividades humanas pueden alterar la actividad biológica y, en consecuencia, impactar en el desarrollo y la velocidad de los ciclos biogeoquímicos, como analizaremos posteriormente. Así, se generan variaciones significativas en el tamaño de los reservorios para un dado ciclo y en la tasa de transferencia de los elementos entre los reservorios.

Los ciclos biogeoquímicos están fuertemente interrelacionados y, en algunos casos, no resulta posible separarlos entre sí. Esto se aplica especialmente a los ciclos del carbono, el oxígeno y el hidrógeno, que se reciclan mediante los procesos de fotosíntesis y respiración celular (Krumbein and Swart, 1983).

En la FIGURA 26 se esquematiza el *ciclo del carbono* en la naturaleza. Se trata de un ciclo biogeoquímico a escala global; las moléculas de CO_2 que utiliza un organismo fotosintetizador para construir su materia orgánica pueden haber sido liberadas a la atmósfera en un sitio muy distante.

El reservorio de carbono atmosférico se recicla activamente. Las especies químicas de carbono presentes en el agua (CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-}), a las que ya nos hemos referido, se encuentran en equilibrio con el CO_2 presente en la atmósfera.

La biomasa viva presente en los ambientes terrestres y acuáticos, y la materia orgánica muerta, no fósil, como el *humus* del suelo y los sedimentos orgánicos de los cuerpos de agua naturales, pueden ser considerados como reservorios de rápido reciclado y renovación. El carbono existente en los reservorios de combustibles fósiles, como petróleo, gas y carbón, presentan una muy baja tasa de renovación.

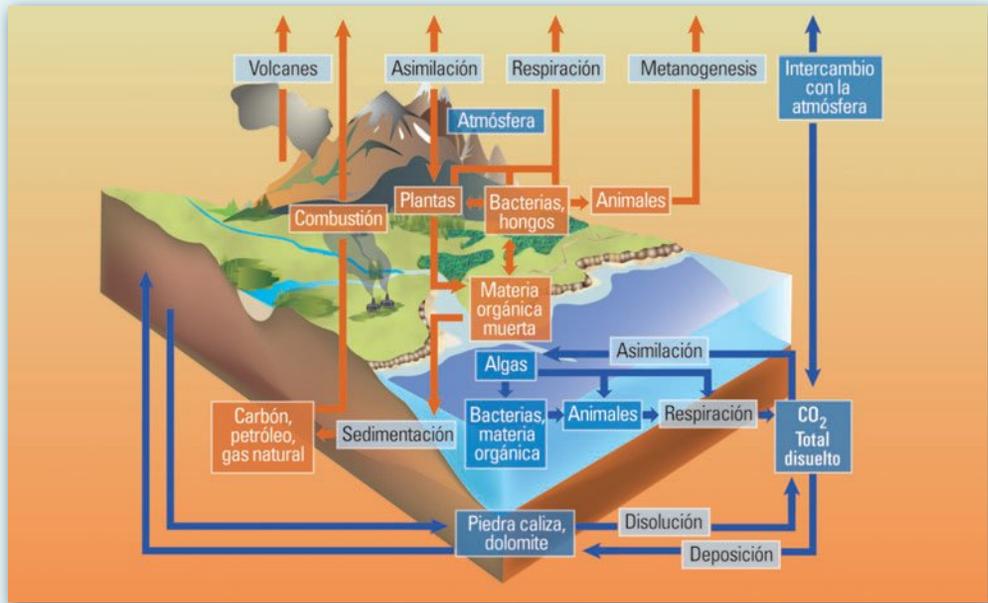


Figura 26: Ciclo del carbono en la naturaleza

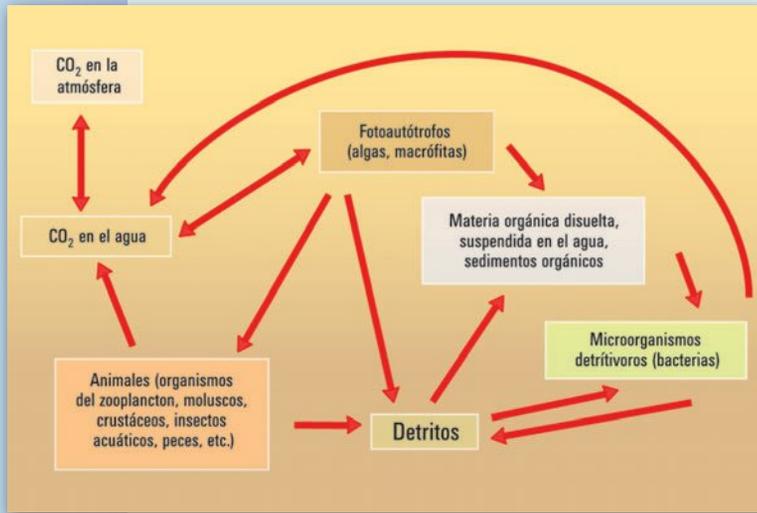


Figura 27: Diagrama de flujo mostrando las transferencias de carbono en un ecosistema acuático (Modificado de Atlas y Bartha, 2005).

Las rocas y la piedra caliza pueden disolverse muy lentamente por acción de los fenómenos climáticos y por actividad biológica.

En la actualidad, el reciclado global del carbono es afectado sensiblemente por la actividad humana. Así, la emisión de CO_2 y de CH_4 a la atmósfera, como resultado de la actividad industrial, la utilización de combustibles fósiles y el incremento de la producción de residuos sólidos, ha elevado sensiblemente sus concentraciones y, en consecuencia, el equilibrio atmósfera – agua al que nos hemos referido puede resultar ser modificado.

Del mismo modo, el incremento del CO_2 atmosférico está asociado a una disminución de la radiación infrarroja desde la tierra hacia el espacio, determinando un incremento de las temperaturas medias en el planeta. Este fenómeno es conocido como “*efecto invernadero*” y afectará al clima de todo el planeta, en particular, el movimiento del aire y las precipitaciones. Este aumento variará en las distintas regiones del planeta y se prevé que será máximo en los polos (4 a 6°C entre los 40° y 60° de latitud) y menor en los trópicos. Este incremento de la temperatura podrá determinar la disminución de la densidad de los hielos polares, aumentando sensiblemente el nivel del mar y afectando las regiones costeras.

Los organismos vivos están fuertemente involucrados en el ciclo del carbono, tanto en los ambientes terrestres como acuáticos. Analizaremos su rol con especial atención en los procesos que se llevan a cabo en los ambientes dulceacuícolas. En la **FIGURA 27** se muestra un diagrama de flujo simplificado, mostrando las transferencias de carbono en un cuerpo de agua natural.

En los ríos y arroyos, los organismos fotoautótrofos, representados en forma dominante por algas clorofíceas del fitoplancton y las macrofitas acuáticas, llevan a cabo el proceso de fotosíntesis, utilizando la energía lumínica para fijar el CO_2 construyendo moléculas orgánicas y liberando O_2 .

Es posible resumir el proceso de **fotosíntesis** mediante la siguiente ecuación:



Donde: $(\text{CH}_2\text{O})_n$ representa la materia orgánica sintetizada como resultado del proceso.

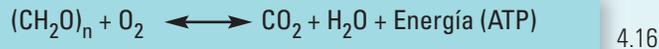
La fotosíntesis involucra la generación de reacciones de óxido-reducción, donde la molécula de agua es escindida, los electrones son transferidos al CO_2 , determinando su

reducción, y el O₂ es liberado. La energía requerida para el proceso es provista por la luz.

Este proceso se produce en dos etapas. Una primera etapa *dependiente de la luz*, conocida como la etapa de *captura de energía*, como resultado de la cual la energía lumínica es transformada en energía química, y una segunda etapa, *independiente de la luz*, denominada *fijación del carbono*, en la que el carbono inorgánico es incorporado (“fijado”) a moléculas orgánicas.

En los ecosistemas dulceacuícolas, a medida que los fotoautótrofos consumen el CO₂, el pH del agua se eleva permitiendo la precipitación de CaCO₃ y otras sales.

Los productores primarios, consumidores y detritívoros aeróbicos oxidan la materia orgánica, a través de la *respiración celular aeróbica*, en presencia de oxígeno, para generar energía química disponible, bajo la forma de ATP, para otros procesos metabólicos de síntesis de nuevas moléculas orgánicas, crecimiento y reproducción. El proceso de *respiración celular aeróbica* puede ser representado por la siguiente ecuación simplificada:



Como la fotosíntesis, la respiración celular aeróbica es un proceso de óxido-reducción. El carbono orgánico es oxidado completamente, generando CO₂ y H₂O. La oxidación de la materia orgánica libera energía química que es utilizada para la síntesis de ATP.

Si consideramos, por ejemplo, la oxidación de una molécula de *glucosa*, un hidrato de carbono simple (C₆H₁₂O₆), la respiración celular aeróbica implica cuatro series de reacciones:

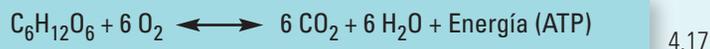
❖ *Glucólisis*, a través de la cual la glucosa es escindida en dos moléculas de tres carbonos cada una, el *ácido pirúvico* (CH₃COCOOH); en esta etapa se inicia el proceso de oxidación del carbono orgánico contenido en la materia orgánica;

❖ La *oxidación del ácido pirúvico*, generando una molécula de dos carbonos y liberando CO₂;

❖ El *ciclo de Krebs*, o *ciclo del ácido cítrico*, donde se completa la oxidación del carbono orgánico; al finalizar esta etapa, los seis átomos de carbono de la glucosa han sido completamente oxidados a seis moléculas de CO₂.

❖ La *cadena de transporte de electrones y fosforilación oxidativa*, donde la energía química liberada como consecuencia de la oxidación de la glucosa es utilizada para la síntesis de moléculas de ATP. En esta etapa interviene el O₂, que es utilizado como último aceptor de electrones.

❖ La reacción general de la respiración celular aeróbica, considerando la oxidación de una molécula de glucosa, resulta ser:



En ausencia de O₂, la oxidación de la materia orgánica a fin de generar ATP es llevada a cabo por los procariontes anaeróbicos y facultativos, a través del proceso de **respiración celular anaeróbica**, también denominado **fermentación**. Existen muchos tipos diferentes de procesos de fermentación, pero, en todos ellos, la primera etapa está constituida por la **glucólisis**, similar a lo que ocurre en la respiración aeróbica. Bajo condiciones anaeróbicas, la molécula orgánica (**sustrato**) utilizada como fuente de carbono, o alguno de sus intermediarios, es a la vez dadora y aceptora de electrones; el ATP es producido por fosforilación a nivel del sustrato.

Como resultado de los distintos caminos fermentativos posibles en la naturaleza, se produce la oxidación incompleta de las moléculas orgánicas utilizadas como sustrato, generándose alcoholes y ácidos orgánicos de bajo peso molecular que son liberados al medio.

Así, los detritívoros aeróbicos y facultativos son capaces de biodegradar la materia orgánica en condiciones aeróbicas, mediante respiración celular aeróbica, reciclando el CO₂ al medio. En condiciones anaeróbicas, los detritívoros anaeróbicos y facultativos oxidan la materia orgánica, liberando al medio compuestos orgánicos de menor peso molecular.

La respiración celular aeróbica es más eficiente en términos energéticos que la fermentación, en cualquiera de sus formas. En consecuencia, para mantener la misma biomasa, la fermentación requiere consumir mayor cantidad de materia orgánica que la respiración aeróbica. De allí que en los ambientes acuáticos aeróbicos, predomina la primera sobre la segunda.

En los sedimentos anaeróbicos y anóxicos, con una baja concentración de O₂, las **bacterias formadoras de metano**, tales como *Methanobacterium* y *Methanosarcina* sp., producen metano a partir de materia orgánica de bajo peso molecular, generada por procesos de fermentación, o a partir de CO₂ presente en el medio. En este último caso, el CO₂, generalmente disponible como bicarbonato o carbonato, constituye la única fuente de carbono de estos microorganismos. En la formación de metano, el H₂, producido como resultado de la fermentación, es la molécula dadora de electrones. La producción microbiana de metano es un proceso particular de fermentación.

La reacción simplificada de este proceso resulta:



Las bacterias formadoras de metano requieren de los productos de fermentación de otros microorganismos, los que les sirven de sustrato. Juegan un rol clave en el ciclo del carbono ya que son las responsables del paso final en la descomposición anaeróbica de la materia orgánica, generando alrededor del 80% del metano que ingresa en la atmósfera.

La capacidad metabólica de los organismos vivos para oxidar la materia orgánica es teóricamente ilimitada. Sin embargo, en la naturaleza resulta ser limitada por condiciones ambientales adversas, como la elevada **acidez** del medio y altas concentraciones de compuestos químicos inhibidores, tal como los fenoles. La acumulación de materia orgánica, derivada de organismos muertos y detritos no degradados, forma, con el tiempo, depósitos de combustibles fósiles, retirando el carbono del ciclo durante periodos prolongados.

La formación de materiales húmicos y *turba*, a partir de materia orgánica parcialmente degradada, representa una situación intermedia entre el reciclado inmediato del carbono y el almacenamiento de combustible fósil. El carbono orgánico retenido en estos materiales permanece disponible, aunque con una menor tasa de reciclado.

En los ecosistemas acuáticos, la complejidad y cantidad de materia orgánica presente en la columna de agua suele ser menor a la que existe en los ambientes terrestres. La concentración de materia orgánica en las aguas naturales es, generalmente, relativamente más baja en relación con los ambientes terrestres; raramente excede de 1 mg de carbono por litro de agua (Atlas y Bartha, 2005).

El *ciclo biogeoquímico del nitrógeno* está asociado a la actividad de los microorganismos presentes en el medio. La FIGURA 28 muestra la asociación de los procesos vinculados al ciclo del nitrógeno en ambientes terrestres y acuáticos.

Los diferentes procesos de transformación del nitrógeno permiten la circulación del nitrógeno a través de los ecosistemas terrestres y acuáticos, lo que determina en gran medida la producción de estos ambientes.

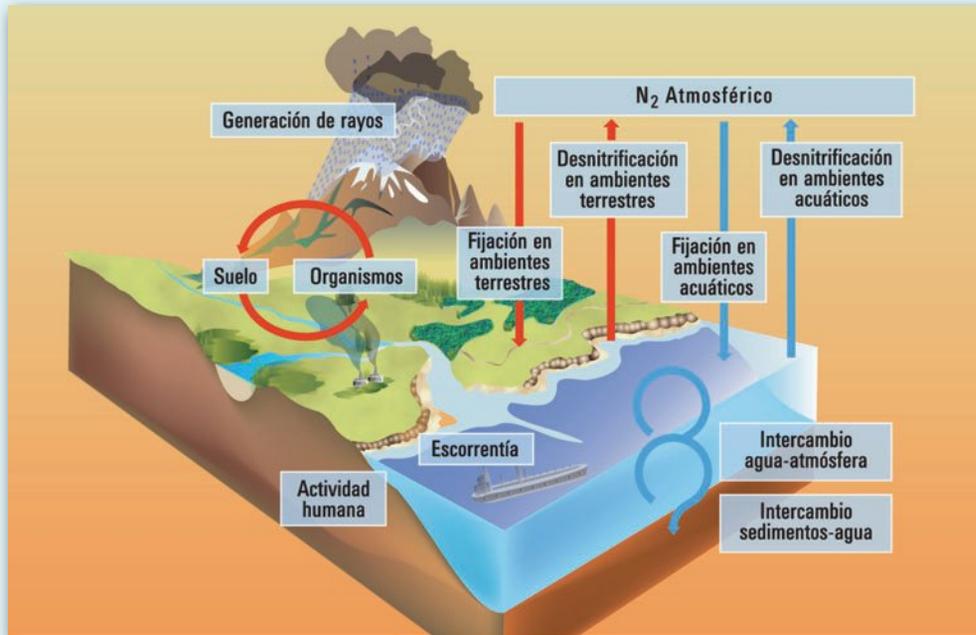


Figura 28: Ciclo del nitrógeno en la naturaleza.

El crecimiento de todos los organismos depende de la disponibilidad de nitrógeno, que es requerido como un componente esencial de los aminoácidos y sus polímeros, las proteínas, ácidos nucleicos y otros constituyentes celulares.

En consecuencia, todos los seres vivos requieren la incorporación de nitrógeno, en alguna de sus especies químicas, a su biomasa celular. Sin embargo, la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico está restringida a un número limitado de bacterias, *Archaea* y asociaciones *simbióticas* entre microorganismos y plantas. La actividad volcánica, la radiación ionizante y las descargas eléctricas atmosféricas contribuyen a la transformación del N_2

atmosférico en otras formas químicas que, arrastradas por la precipitación, alcanzan la superficie terrestre y las aguas superficiales; este aporte constituye apenas entre el 10% al 20% del asociado a la fijación biológica del nitrógeno.

La actividad microbiana es responsable, además, del retorno del N_2 a la atmósfera a través del proceso de **desnitrificación**, así como las transformaciones químicas que afectan la movilidad y biodisponibilidad del nitrógeno fijado (FIGURA 29).

La **fijación biológica del N_2** atmosférico implica la producción de amonio (NH_4^+), el cual es asimilado para formar parte de los aminoácidos, que, posteriormente, se polimerizan formando proteínas.

La reacción simplificada del proceso resulta ser:



Donde: $(CH_2O)_n$ representa la materia orgánica oxidada en el proceso.

La **fijación biológica del N_2** es llevada a cabo por distintos grupos bacterianos que forman **asociaciones simbióticas (mutualismo)** con plantas leguminosas, como *Rhizobium*, *Azorhizobium* y *Bradyrhizobium*, y de vida libre. En los ambientes acuáticos, predominan los representantes del primer grupo, siendo las cianobacterias los principales organismos fijadores de N_2 , incluyendo los géneros *Anabaena*, *Nostoc*, *Gleotrichia*, *Cylindrospermum*, *Calothrix*, *Scytonema*, *Tolythrix*, *Oscillatoria*, *Microcoleus*, *Trichodesmium* y *Lyngbya*. Como se ha mencionado previamente, se trata de organismos procariontes fotoautótrofos aeróbicos. La tasa de fijación de nitrógeno de estos organismos supera a la tasa de fijación de las bacterias de vida libre presentes en los ambientes terrestres.

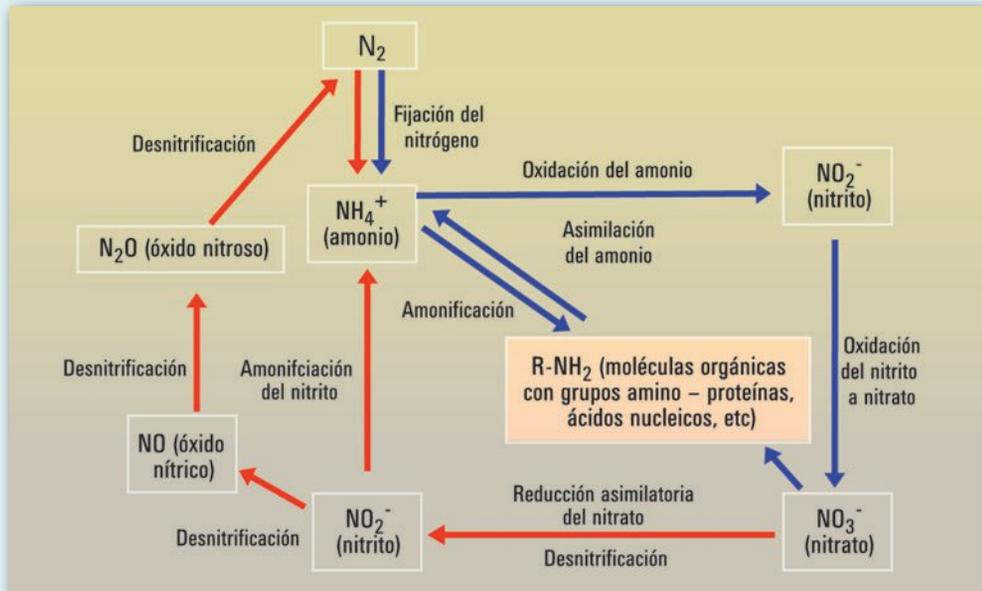
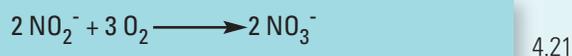
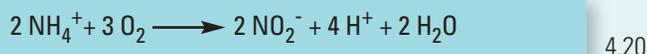


Figura 29: Formas químicas y procesos fundamentales involucrados en el ciclo biogeoquímico de nitrógeno en ecosistemas acuáticos (Modificado de Atlas y Bartha, 2005). Las flechas rojas indican procesos anaeróbicos; las flechas azules indican procesos aeróbicos

En los sedimentos anóxicos de algunos cuerpos de agua naturales, la *fijación biológica de nitrógeno* se debe a la actividad metabólica de bacterias anaeróbicas fotoautótrofas, como *Chromatium* (bacteria púrpura del azufre), *Rhodospseudomonas* (bacteria no púrpura del azufre), *Rhodospirillum* (bacteria no púrpura del azufre), *Rhodomicrobium* y *Chlorobium*, y de bacterias anaeróbicas quimioheterótrofas, como *Clostridium*, *Desulfovibrio* y *Desulfotomaculum*. Al igual que en la fijación aeróbica del nitrógeno, el proceso anaeróbico está favorecido en sustratos donde existe una alta concentración de materia orgánica y una baja concentración de nitrógeno.

El proceso de oxidación del amoníaco (NH_3) y el ión amonio (NH_4^+) a iones nitrito (NO_2^-), y de éstos a iones nitrato (NO_3^-) se denomina *nitrificación*. Las reacciones químicas involucradas son las siguientes:



Cada una de las etapas del proceso de nitrificación es llevada a cabo por poblaciones de bacterias autótrofas diferentes, denominadas genéricamente como *bacterias nitrificantes*. Se trata de bacterias quimioautótrofas aeróbicas, que utilizan la energía derivada de la nitrificación para fijar el CO_2 a la materia orgánica.

En los ecosistemas acuáticos, las bacterias nitrificantes dominantes incluyen los géneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* y *Nitrosolobus*, entre las que transforman el amonio a nitrito, y *Nitrobacter*, *Nitrosospira* y *Nitrococcus*, entre las que oxidan el nitrito a nitrato.

Debido a la actividad de las bacterias nitrificantes, los cuerpos de agua dulce acuáticos son reservorios naturales de nitrato más que de amonio. El fitoplancton puede utilizar ambas especies químicas (NH_4^+ y NO_3^-) como fuente de nitrógeno, aunque es posible verificar una significativa preferencia por este último compuesto. El amonio tiende a acumularse, en condiciones anóxicas, y el proceso de *nitrificación* resulta poco eficiente o no se produce.

En condiciones aeróbicas, los iones nitrato (NO_3^-) pueden ser incorporados a la materia orgánica mediante un proceso conocido como *reducción asimilatoria del nitrato*, llevado a cabo por bacterias, hongos y algunas algas.

En ausencia de oxígeno, los iones nitrato (NO_3^-) pueden actuar como aceptores finales de electrones en los procesos de respiración celular anaeróbica. Así, las *bacterias desnitrificantes* son capaces de reducir el nitrato a nitrito y, sucesivamente, éste a óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) y, finalmente, a nitrógeno molecular (N_2). Este proceso es conocido como *desnitrificación*. Al mismo tiempo que se produce la desnitrificación, la materia orgánica se oxida. La *desnitrificación* es el mecanismo por el cual el nitrógeno fijado en la materia orgánica es retornado a la atmósfera por la actividad bacteriana.

La secuencia de reacciones en el proceso de *desnitrificación* es la siguiente:



La reacción química simplificada resulta ser:



Las *bacterias desnitrificantes* presentes en los cuerpos de agua naturales incluyen representantes de los géneros *Paracoccus*, *Thiobacillus*, *Pseudomonas*, *Azospirillum*, entre otras (Ward, 1996).

El proceso de *desnitrificación* es menos frecuente en aguas superficiales, pero se produce habitualmente en aguas estancadas y en sedimentos anóxicos.

La mayoría de las plantas, animales y microorganismos pueden realizar el proceso de *amonificación* o *reducción del nitrato*. Es el proceso de conversión del nitrógeno fijado en compuestos orgánicos a amonio (NH_4^+) o amoníaco (NH_3); implica la oxidación asociada de la materia orgánica. Así, los seres vivos llevan a cabo reacciones metabólicas de degradación de las proteínas recibidas en la ingesta o sintetizadas por su propio organismo, tendientes a eliminar los grupos amino (NH_2^+) presentes en ellas, a fin de utilizar la estructura carbonada como fuente de energía para la producción de ATP. Como resultado de este proceso, los animales eliminan al medio, por ejemplo, desechos metabólicos nitrogenados, como *urea* o *ácido úrico*. Los detritívoros oxidan la porción carbonada de estos desechos nitrogenados, generando CO_2 , y reducen los grupos amino a amoníaco (NH_3) o amonio (NH_4^+), que son liberados al medio.

La liberación de amoníaco u amonio desde un compuesto orgánico nitrogenado simple, como la *urea*, puede ser descrita como:



En los ambientes acuáticos ácidos o neutros, el amoníaco se encuentra en forma de iones amonio (NH_4^+). Parte de este amoníaco producido por *amonificación* se libera a la atmósfera, desde es relativamente inaccesible para los organismos vivos. Desde allí puede ser arrastrado por las precipitaciones retornando hacia la superficie terrestre y hacia las aguas superficiales.

Los iones amonio (NH_4^+) pueden ser incorporados por las plantas y numerosos microorganismos a sus aminoácidos y a otros constituyentes celulares que contienen nitrógeno, mediante un proceso metabólico complejo conocido como *asimilación del amonio*.

Los compuestos orgánicos nitrogenados sintetizados por un organismo, tales como proteínas y ácidos nucleicos, pueden ser transferidos, a través de la ingesta, y asimilados por otros organismos.

El **fósforo** es un elemento esencial para los seres vivos, requerido para la síntesis de ácidos nucleicos, ATP, **fosfolípidos** y otros constituyentes celulares. Sin embargo, no es un componente abundante en el planeta y a menudo llega a ser limitante para el crecimiento de los organismos.

En la naturaleza, el fósforo se presenta como parte de una molécula del ión fosfato (PO_4^{3-}). En los ambientes acuáticos, se presenta bajo la forma de fosfato orgánico, asociado a moléculas orgánicas, y como sales inorgánicas de fosfato. Ambas formas pueden estar disueltas en el agua o asociadas a partículas en suspensión en el medio. En ambientes acuáticos a pH neutro o alcalino, el fosfato tiende a precipitar, formando sales inorgánicas de calcio [$(\text{PO}_4)_2\text{Ca}_3$], fosfato de magnesio [$(\text{PO}_4)_2\text{Mg}_3$] y fosfato férrico (PO_4Fe). Así, en los sedimentos acuáticos suelen encontrarse grandes reservorios de fosfato de reciclado lento. Las rocas fosfatadas constituyen también un importante reservorio de fosfato, lentamente meteorizado por exposición a las condiciones climáticas. En la **FIGURA 30** se esquematiza el ciclo del fósforo en ambientes acuáticos y terrestres.

El fosfato disuelto en el agua y el contenido en la materia orgánica viva o muerta constituye una reserva de fosfato de rápido reciclado. Bajo su forma inorgánica, está biodisponible para plantas y microorganismos. Los animales pueden utilizar tanto el fosfato orgánico como inorgánico. En la **FIGURA 31** (ver página 68) se muestra el ciclo del fósforo mediado por organismos dulceacuícolas.

Durante la mayor parte del ciclo del fósforo, su estado de oxidación no es alterado. Las transformaciones del fósforo mediadas por organismos vivos pueden considerarse como una transferencia de fosfato inorgánico a fosfato orgánico, o de especies químicas de fosfato insolubles e inmobilizadas a formas solubles.

En los ambientes dulceacuícolas, las macrófitas acuáticas y algas capturan los fosfatos inorgánicos particulados o disueltos en el agua y lo incorporan a su materia orgánica. Los consumidores obtienen fosfato orgánico por ingesta de otros organismos.

El fosfato orgánico contenido en la materia orgánica muerta y en los excrementos es degradada, en los sedimentos acuáticos, por microorganismos, que lo convierten en fosfato inorgánico, tanto disuelto como asociado a partículas suspendidas en el agua. Así, el fosfato inorgánico es retornado hacia la columna de agua reiniciando el ciclo.

El **azufre** es uno de los diez ele-

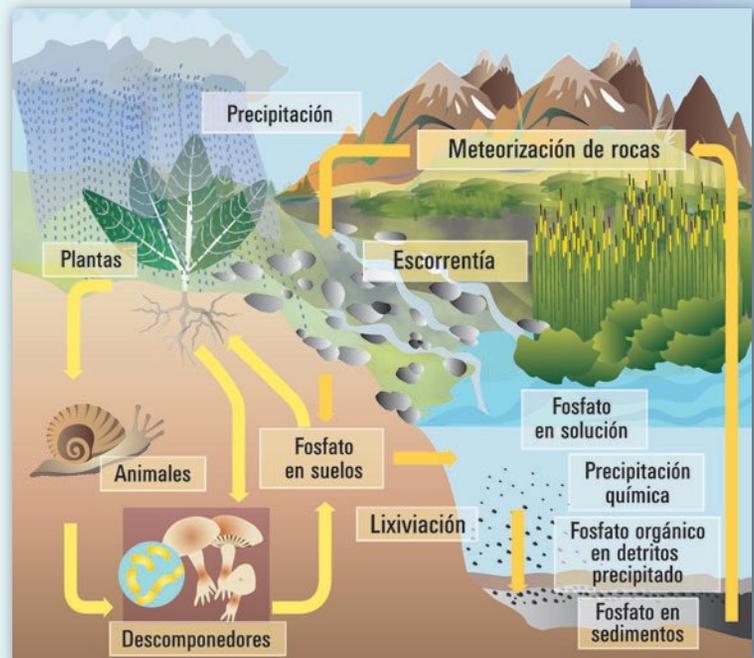


Figura 30: Ciclo del fósforo e interacciones entre los ambientes acuáticos y terrestres.



Figura 31: Ciclo del fósforo en ambientes acuáticos (Modificado de U.S.EPA, 1997).

mentos más abundantes en el planeta. El *ciclo biogeoquímico del azufre* es especialmente complejo debido a las características químicas del elemento, con estados de oxidación entre -2 y +6. En la FIGURA 32 se representan las transformaciones biogeoquímicas entre las formas oxidadas y reducidas de este elemento.

La actividad antropogénica por combustión de combustibles fósiles, la producción de *dimetil sulfóxidos (DMS)* [$S(CH_3)_2$] por parte de los organismos vivos y, en menor grado, las erupciones volcánicas constituyen las fuentes principales de emisión de *dióxido de azufre (SO₂)* a la atmósfera.

A través de procesos de *fotooxidación*, el dióxido de azufre (SO₂) atmosférico es rápidamente oxidado a *trioxido de azufre (SO₃)* e *iones sulfato (SO₄²⁻)*. Estos iones se combinan con el hidrógeno atmosférico generando *ácido sulfúrico (SO₄H₂)*, que es arrastrado por las precipitaciones hacia la superficie terrestre y las aguas superficiales.

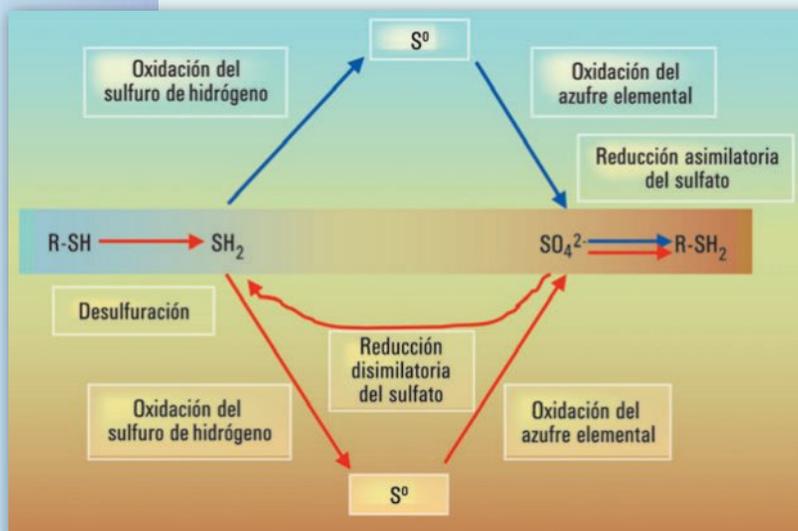
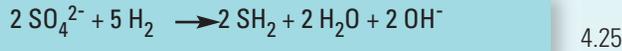


Figura 32: Transformaciones biogeoquímicas entre las formas oxidadas y reducidas del azufre. R-SH representa los grupos sulfhidrilo de las macromoléculas celulares. Las flechas rojas indican procesos anaeróbicos. Las flechas azules indican procesos aeróbicos (Modificado de Atlas y Bartha, 2005). U.S.EPA, 1997).

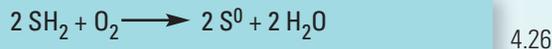
Los organismos vivos tanto aeróbicos como anaeróbicos, asimilan el azufre en forma de sulfato (SO₄²⁻), asociándolo a la materia orgánica. Así, el sulfato es reducido e incorporado como *sulfhidrilo (SH⁻)* en compuestos orgánicos, mediante un proceso denominado *reducción asimilatoria del sulfato*.

En condiciones anaeróbicas o anóxicas, la degradación bacteriana de la materia orgánica muerta y los excrementos de

positados en los sedimentos produce mercaptanos volátiles y *sulfuro de hidrógeno* (SH_2). Este proceso se denomina *desulfuración* y es llevado a cabo por las *bacterias reductoras del sulfato*, pertenecientes a los géneros *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum*, *Desulfobacter*, *Desulfobulbus*, *Desulfococcus*, entre otras, usualmente presentes en los sedimentos acuáticos o en aguas con una elevada carga orgánica. Se trata de bacterias anaeróbicas aerotolerantes que utilizan sulfato como último aceptor de electrones en la respiración anaeróbica. La reducción de sulfato genera sulfuro de hidrógeno, según la siguiente ecuación:



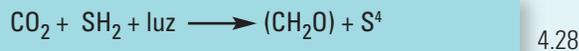
En presencia de oxígeno, el sulfuro de hidrógeno es oxidado a *azufre elemental* (S^0), como resultado de la actividad metabólica de organismos quimioautótrofos pertenecientes a los géneros de bacterias filamentosas *Beggiatoa*, *Thioploca* y *Thiothrix*, y algunas especies del género *Thiobacillus*, habitualmente presentes en los cuerpos de agua dulceacuícolas. Se trata de bacterias facultativas que sintetizan su materia orgánica a partir de CO_2 y H_2O , utilizando como fuente de energía la oxidación del sulfuro de hidrógeno, mediante la siguiente reacción simplificada:



Otras especies quimioautotróficas aeróbicas del género *Thiobacillus* son capaces de oxidar el azufre elemental a sulfato (SO_4^{2-}). De manera similar a las anteriores, utilizan la oxidación del azufre elemental como fuente de energía para la síntesis de compuestos orgánicos a partir de CO_2 y H_2O , mediante la reacción siguiente:



En condiciones anóxicas, el sulfuro de hidrógeno puede ser oxidado a azufre elemental (S^0) debido a la actividad de bacterias fotosintéticas anaeróbicas de los géneros *Chromatium* (bacterias púrpuras del azufre) y *Chlorobium* (bacterias verdes del azufre). Estas bacterias utilizan la oxidación del SH_2 como fuente de energía para la fotorreducción y fijación del CO_2 ; mediante la reacción:



Donde: (CH_2O) es la materia orgánica generada a partir de la reducción del CO_2 .

Actividades: La química del agua

4.1. Teniendo en cuenta las propiedades de la molécula de agua. ¿Qué características particulares de la misma son responsables de su propiedad como solvente y su tensión superficial?. Justifique su respuesta.

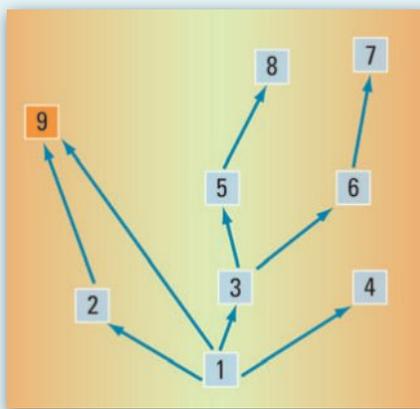
4.2. ¿Qué es el calor de vaporización?. ¿Por qué el agua tiene un calor de vaporización excepcionalmente elevado?.

4.3. Generalmente, las zonas costeras y ribereñas presentan temperaturas más moderadas (no demasiado frías en invierno ni demasiado cálidas en verano) que las áreas continentales, alejadas de cursos de agua superficiales de caudal significativo. ¿Qué explicación puede proporcionar para este fenómeno?.

4.4. Defina los términos ligando, complejo y agente quelante. ¿Por qué un quelato puede ser un compuesto químico muy estable? ¿Qué es un ligando unidentado?. Explique en qué sentido la especie $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}]$ es un complejo metálico y por qué funciona como una especie química ácida en el sistema. Explique algunas de las implicaciones ambientales de la complejación y quelación.

4.5. ¿En qué sentido difiere un compuesto organometálico de un complejo metálico?

4.6. Considere la cadena trófica hipotética representada en el esquema correspondiente a un ecosistema acuático. Indique a qué nivel trófico corresponde el organismo 9. ¿Cuántos niveles tróficos posee la cadena trófica representada?.



4.7. Una muestra de fitoplancton extraída de un arroyo y mantenida en oscuridad, en condiciones de laboratorio a temperatura constante, utiliza 0,02 mL de O_2 por minuto. La misma muestra mantenida en similares condiciones de temperatura, en presencia de luz blanca de intensidad constante, libera 0,14 mL de O_2 por minuto. ¿Cuál es la tasa de producción primaria bruta de la muestra?.

4.8 Asumiendo un 10% de *eficiencia trófica* (transferencia de energía al siguiente nivel trófico), aproximadamente, ¿qué proporción de la energía química producida a nivel de los productores primarios en un ecosistema acuático estaría disponible para un consumidor terciario?.

4.9. Determinación de la producción primaria neta de una muestra extraída de un arroyo mediante el método de las botellas clara y oscura (Gaarder y Gran, 1927).

En el mismo arroyo considerado en la actividad 3.1. se recolectará una muestra de agua a fin de estimar la producción primaria neta del fitoplancton.

Mediante el método desarrollado por Gaarder y Gran (1927) es posible estimar la producción primaria neta sobre la base de la determinación de la concentración de oxígeno disuelto en muestras de aguas naturales mantenidas en botellas de vidrio.

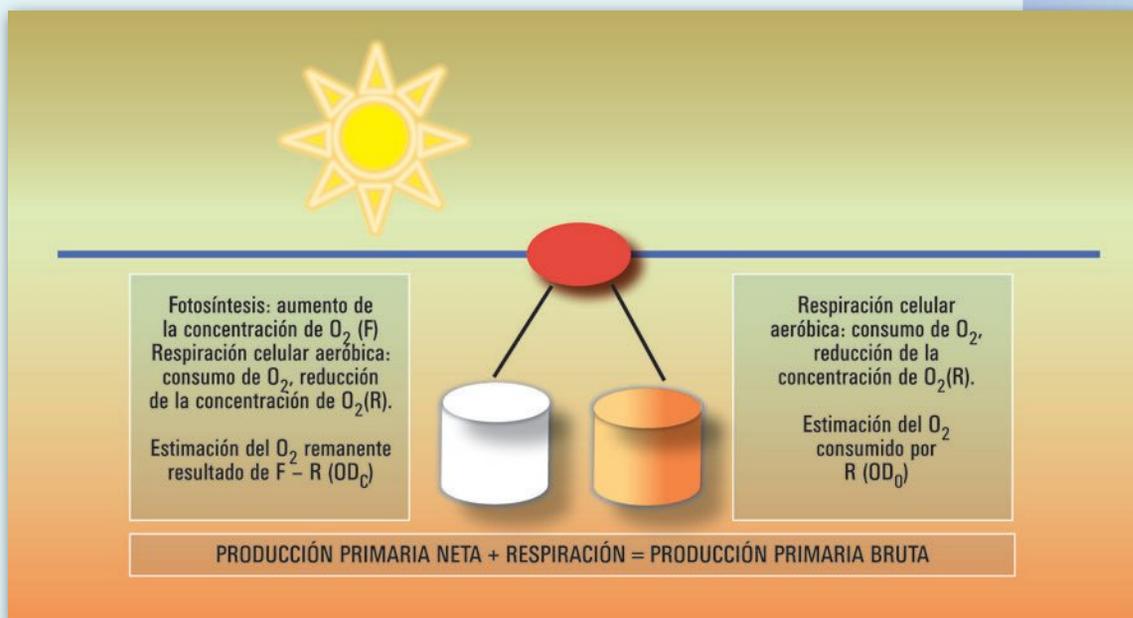
El método implica la utilización de dos botellas de vidrio, una clara, de vidrio transparente, expuesta a la luz, y una oscura, de vidrio oscuro o cubierta completamente con papel metálico, no expuesta a la luz, suspendidas en la columna de agua que se desea analizar a una determinada profundidad utilizando una cuerda. Luego de un periodo de incubación determinado, las botellas se sacan a la superficie y se mide la concentración de oxígeno en cada botella, utilizando el método iodométrico (Winkler) o un electrodo de oxígeno.

En esta práctica se utilizará el método de Winkler, que se explicará posteriormente.

En las botellas claras, *expuestas a la luz*, se llevará a cabo el proceso de fotosíntesis, generándose una cantidad de oxígeno proporcional a la cantidad de materia orgánica fijada. Al mismo tiempo en éstas, los organismos fotoautotróficos consumirán una porción del oxígeno producido para llevar a cabo el proceso de respiración celular aeróbica. La cantidad de oxígeno residual es proporcional a la concentración de materia orgánica generada remanente, la cual constituye la **producción primaria neta**.

En las botellas oscuras, *no expuestas a la luz*, los organismos fotoautótrofos consumirán oxígeno, pero no lo producirán.

Es posible calcular la tasa respiratoria de los organismos fotoautótrofos restando el valor de oxígeno disuelto registrado en la botella oscura, al cabo de un tiempo de incubación, del valor de oxígeno disuelto inicial, como se observa en la siguiente figura:



El concepto de producción primaria está basado en la asunción de que la respiración registrada en las botellas oscuras es causada por los organismos fotoautótrofos que están oxidando su propia materia orgánica. El método también asume que la tasa respiratoria de los fotoautótrofos es igual en ambas botellas.

Se determinará la concentración de O_2 disuelto inicial (OD_i , mg O_2/L) presente en las botellas, concentración de O_2 disuelto en botella clara (OD_c , mg O_2/L) al cabo del tiempo de incubación y la concentración de O_2 disuelto en la botella oscura (OD_o , mg O_2/L) al cabo del tiempo de incubación.

La concentración de O_2 disuelto en la botella clara (OD_c) al cabo del tiempo de incubación será resultado del O_2 generado por fotosíntesis y el O_2 consumido por la respiración. Restando este valor de la concentración de O_2 inicial (OD_i) en la botella, se establecerá la concentración de O_2 remanente, esto es, la concentración de O_2 neta resultado de ambos procesos (OD_N).

La concentración de O_2 disuelto en la botella oscura (OD_o) será resultado de la diferencia entre la concentración de O_2 inicial (OD_i) y el O_2 consumido por la respiración (OD_R).

Luego:

$$OD_N \text{ (mg } O_2/L) = OD_c - OD_i$$

y,

$$OD_R \text{ (mg } O_2/L) = OD_i - OD_o$$

En consecuencia, la cantidad de O_2 generada como resultado de la producción primaria bruta de los organismos fotoautótrofos será:

$$OD_B \text{ (mg } O_2/L) = OD_N + OD_R$$

A fin de calcular la producción primaria neta y bruta será necesario convertir el O_2 liberado a carbono fijado. Asumiendo que 1 mol de O_2 (12 g) es liberado por cada mol de carbono fijado (12 g), de acuerdo con la ecuación 4.16, se utiliza un factor de 12/32 para llevar a cabo la conversión.

Si expresamos la producción primaria bruta y neta en g m^3/h , será necesario aplicar un factor de 1.000 para convertir litros a metros cúbicos.

En consecuencia, la concentración de carbono fijado por unidad de volumen será calculada mediante la fórmula:

$$\begin{aligned} \text{mg de C fijado}/m^3 &= \text{mg de } O_2/L \times (12/32) \times 1.000 \\ &= \text{mg } O_2/L \times 0,375 \times 1.000 \\ &= \text{mg } O_2/L \times 375,0 \end{aligned}$$

Algunos investigadores señalan que, en el caso del fitoplancton dulceacuícola, el cociente fotosintético (moles de oxígeno liberado a moles de carbono fijado) no corresponde a la relación 1:1 indicada, sino que es cercana a 1:1.2, dado que una parte de la materia orgánica producida por fotosíntesis es rápidamente convertida a otros compuestos orgánicos (Brower et al., 1990). En consecuencia, para nuestros cálculos utilizaremos la ecuación:

$$\text{mg de C fijado/m}^3 = \text{mg de O}_2/\text{L} \times 375,0/1,2 \\ = \text{mg O}_2/\text{L} \times 312,5$$

La **producción primaria bruta** y **neto** será calculada dividiendo el carbono fijado por el lapso de tiempo durante el cual fueron incubadas las botellas claras y oscuras.

$$\text{PRODUCCIÓN PRIMARIA NETA} = (\text{OD}_N \text{ (mg O}_2/\text{L)} \times 312,5)/t$$

Donde, t: tiempo de incubación

$$\text{PRODUCCIÓN PRIMARIA BRUTA} = [(\text{OD}_N + \text{OD}_R) \times 312,5]/t$$

Donde, t: tiempo de incubación

El método asume que:

a. La respiración es llevada a cabo únicamente por los organismos fotoautótrofos que están oxidando su propia materia orgánica. Se asume, entonces, que la respiración de los organismos heterótrofos presentes en la muestra no es significativa a los fines del estudio. Esto resulta ser un acercamiento idealizado, dado que una parte substancial de la materia orgánica que se produce en las botellas claras durante el periodo de incubación puede ser transferida a los heterótrofos presentes en el medio. Esa porción de materia orgánica removida por los consumidores no es registrada en el análisis realizado. Por consiguiente, es posible suponer que la estimación de la producción primaria propuesta es inferior al valor real.

Es posible llevar a cabo un filtrado previo de las muestras, utilizando redes con un tamaño de malla adecuado, antes de inocular las botellas claras y oscuras (Cole, 1983). El propósito de la filtración es la remoción de los organismos zooplanctónicos, que serán retenidos por la red, a fin de reducir la presencia de consumidores en la muestra. Sin embargo, otros investigadores consideran que el proceso de filtración puede determinar alteraciones en la densidad y composición de la comunidad de fitoplancton (Wetzel y Likens, 1979).

b. Las tasas de respiración son iguales en las botellas claras y oscuras. El desarrollo del fenómeno de **fotorespiración** en las botellas claras puede determinar la subestimación de la producción primaria de un cuerpo de agua. Estudios realizados por Harris y Piccinin (1977) muestran que el fenómeno de **fotorespiración** es frecuente en la comunidad fitoplanctónica.

El proceso de fotorespiración consiste en la oxidación de materia orgánica en presencia de luz, cuando la concentración de CO₂ disminuye y resulta limitante para la fotosíntesis. Como consecuencia de este proceso, se consume O₂ y se libera CO₂ al medio, aunque, a diferencia de la respiración celular aeróbica, no se produce ATP. Como consecuencia,

la fotorespiración disminuye la eficiencia de la fotosíntesis (Campbel and Reece, 2007).

Dado que la fotorespiración es favorecida por altas intensidades de luz y bajas concentraciones de CO₂, es posible esperar que afecte a las muestras incubadas en botellas claras localizadas cerca de la superficie del agua (Cole, 1983).

En consecuencia, es posible que exista una diferencia significativa en la tasa de respiración entre el fitoplancton mantenido en las botellas claras y el contenido en las botellas oscuras.

Algunos autores utilizan períodos de incubación prolongados (24 h), a fin de minimizar el error causado por la fotorespiración (Cole, 1983).

En la actividad propuesta, no se considerará el efecto potencial del proceso de fotorespiración sobre los resultados.

c. La densidad de la comunidad fitoplanctónica es similar en ambas botellas. Sin embargo, es posible que, cuando se seleccionan períodos de incubación prolongados (entre 24 y 48 h, se produzcan variaciones significativas en la densidad del fitoplancton contenido en las botellas claras. La densidad de la comunidad puede aumentar como consecuencia de un reciclado acelerado de nutrientes por parte de bacterias adheridas a las paredes de las botellas.

La proliferación de bacterias en las botellas claras y oscuras durante períodos de incubación prolongados implica un aumento en la tasa respiratoria, que a su vez contribuye a la subestimación de la producción primaria neta.

Este fenómeno se hace más evidente en los cuerpos de agua *eutróficos*, con una elevada concentración de nitratos y fosfatos en el medio.

Es posible disminuir la incidencia de este proceso realizando la incubación de las botellas por la mañana o en las últimas horas de la tarde y seleccionando un tiempo de incubación adecuado a las condiciones del cuerpo de agua analizado.

Así:

❖ En los cuerpos de agua *eutróficos*, con elevadas concentraciones de nitratos y fosfatos y alta densidad fitoplanctónica, se prefiere un corto tiempo de incubación, inferior a 2 h, limitando la sobresaturación de O₂ en las muestras de las botellas claras.

❖ En los cuerpos de agua *mesotróficos*, con valores medios de concentración de nutrientes y densidad fitoplanctónica, se emplean tiempos de incubación variables entre 2 y 4 h.

❖ En los cuerpos de agua *oligotróficos*, con reducida concentración de nutrientes y baja densidad fitoplanctónica, se prefieren períodos de incubación prolongados, superiores a 12 h, de manera de generar variaciones detectables en la concentración de O₂.

En esta actividad, se ha seleccionado un tiempo de incubación medio de 6 h.

Materiales requeridos:

❖ Guantes de látex

❖ Recipiente de muestreo opaco, no-metálico, ya que la exposición de las muestras de agua a metales, aún por breves períodos de tiempo, afecta la actividad fotosintética.

❖ Soga para recoger el recipiente de muestreo.

- ❖ Cuerda y boya de flotación para suspender las botellas en la columna de agua.
- ❖ Marcador indeleble.
- ❖ Cinta adhesiva.
- ❖ Cinta métrica para calibrar la cuerda y marcar la profundidad a la que se localizarán las botellas.
- ❖ Cronómetro para medir tiempo de incubación de las botellas.
- ❖ 4 botellas de vidrio claras y 2 botellas de vidrio oscuras (o cubiertas con papel metalizado) de 300 mL de capacidad, aptas para la medición de oxígeno disuelto mediante un electrodo (si es que se utiliza ese método de determinación), con tapa de vidrio esmerilado. Deben limpiarse previamente con ácido clorhídrico diluido (HCl) y enjuagarse en repetidas ocasiones con agua destilada, para eliminar residuos de yodo, ácido sulfúrico (H₂SO₄) y nutrientes. Pueden usarse recipientes para determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅).
- ❖ Envase para proteger muestras de la exposición a la luz solar previo al período de incubación.
- ❖ Pipetas de vidrio de 1 mL .
- ❖ Buretas o jeringas de 10 mL de capacidad.
- ❖ Erlenmeyers de 250 mL de capacidad.
- ❖ Reactivos para determinación iodométrica de O₂ disuelto (Winkler)

Reactivos:

❖ **A. Solución de sulfato de manganeso (MnSO₄), 1 L**

Disolver 480 g de MnSO₄ • 4H₂O ó 400 g MnSO₄ • 2H₂O ó 364 g MnSO₄ • H₂O en 1 L de agua destilada.

❖ **B. Solución alcalina de yodo y azida sódica, 1 L**

Disolver 500 g de hidróxido de sodio (NaOH) y 135 g de yoduro de sodio, o 700 g de hidróxido de potasio (KOH) y 150 g de yoduro de potasio, en 1 L de agua destilada.

Disolver 10 g de azida sódica (NaN₃) en 40 mL de agua destilada y adicionar a 1 L de la solución alcalina de yodo.

❖ **C. Ácido sulfúrico concentrado**

❖ **D. Solución de almidón, 0,1L**

Disolver 2 g de almidón de papa soluble en 100 mL de agua destilada caliente, agitar hasta disolución total.

Si la solución de almidón es usada después de 24 h de su preparación, adicionar 0,2 g de ácido salicílico, como preservativo, hasta disolución total.

❖ **E. Solución de tiosulfato de sodio, 1L**

Disolver 6,25 g de tiosulfato de sodio pentahidratado ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) en 1 L de agua destilada. La solución no puede ser usada después de 24 h de su preparación.

Procedimiento:

1. Lavar el recipiente de muestreo con muestras de agua del sitio seleccionado, repetir el procedimiento tres veces. Desechar el agua de lavado sin verterla nuevamente en el cuerpo de agua, para evitar potencial contaminación. Efectuar el procedimiento sin perturbar el sedimento del fondo. No utilizar agua destilada para lavar el recipiente. Utilizar el recipiente sólo para la toma de muestras del sitio.

2. Atar el recipiente de muestreo a la soga de muestreo. Si el sitio de muestreo es un arroyo, tomar la soga para lanzar el recipiente hacia una zona cercana a la costa donde el agua fluya libremente, en sentido opuesto a la corriente.

3. Si el recipiente flota, mueva la soga hasta que el agua ingrese en él. Tomar la muestra cerca de la superficie del agua. Evitar que el recipiente se hunda y perturbe el sedimento.

4. Permitir que el recipiente se llene hasta alcanzar entre los 2/3 y 3/4 de su capacidad. Atraerlo hacia la orilla con la soga y retirarlo.

5. Inmediatamente llenar dos botellas claras y una botella oscura de 300 mL de capacidad. Permitir que el agua desborde de la botella para asegurar la ausencia de espacios vacíos en ellas.

6. En el caso de utilizar una bomba de succión para tomar las muestras de agua, colocar el conducto de transferencia de la muestra en el fondo de las botellas claras y oscura. Proceder a llenarlas hasta que se desborden. Evite la formación de burbujas de aire durante la transferencia manteniendo la línea de transferencia en el fondo de cada botella.

7. Tapar rápidamente cada recipiente evitando atrapar burbujas de aire en el cuello de la botella. Cubrir el cuello de cada botella oscura con papel de aluminio para evitar la exposición a la luz solar. Evitar que las botellas se expongan a la luz solar colocándolas en el interior de un envase o caja a prueba de luz.

8. Utilizar dos de las botellas claras para medir el oxígeno disuelto inicial, siguiendo el procedimiento descrito a partir del punto 13.

9. Atar las otras dos botellas claras y las botellas oscuras a la cuerda que usará para suspenderlas en la columna de agua. La cuerda estará previamente unida a una boya de flotación y habrá sido calibrada con la cinta métrica para asegurar la profundidad de inmersión de las botellas.

10. Sumergir las botellas hasta una profundidad de 0,30 m (variable entre 0,30 y 1,20 m, dependiendo de las condiciones del cuerpo de agua). Evitar que la boya de flotación interfiera con la exposición de las botellas claras a la radiación solar.

11. Incubar todas las botellas por un mismo período de tiempo. El tiempo seleccionado para esta actividad puede variar entre 2 y 6 h. El tiempo cero de incubación se anotará tan pronto como la mitad de las botellas hallan sido sumergidas.

12. Al cumplirse el tiempo de incubación, retirar las botellas y proceder a determinar inmediatamente el oxígeno disuelto en cada una de ellas utilizando el Método Winkler.

13. Método de Winkler (APHA, 2005):

a. Agregar a la muestra, 1 mL de solución de sulfato de manganeso (*Solución A*) y 1 mL de solución alcalina de yodo (*Solución B*). El agregado debe realizarse introduciendo la pipeta por debajo del nivel de agua para que las soluciones desciendan fácilmente.

b. Tapar la botella cuidando que no queden burbujas en su interior. Agitar por inversión. Se observará la formación de un precipitado blanco que, en presencia de oxígeno, toma color ocre. Agitar nuevamente la botella hasta que el precipitado se disuelva.

c. Agregar 1 mL de ácido sulfúrico concentrado (SO_4H_2) (*Solución C*), dejándolo resbalar por las paredes de la botella. Tapar cuidadosamente y agitar por inversión. La muestra tomará color amarillo. Se debe tener especial cuidado con el uso del ácido sulfúrico, ya que es altamente corrosivo. Mediante este procedimiento se ha fijado la concentración de O_2 disuelto de la muestra, con lo que puede ser trasladada al laboratorio para continuar allí el procedimiento.

d. Con la muestra en estas condiciones, se procede a realizar el procedimiento de titulación:

i. Colocar en una bureta la solución de tiosulfato de sodio (*Solución E*).

ii. Transferir 50 mL. de muestra a un erlenmeyer.

iii. Agregar con la bureta gota a gota (titular) la *solución E* en el erlenmeyer, agitando continuamente hasta que se observe la aparición de color amarillo pálido.

iv. Agregar unas gotas de solución de almidón (*Solución D*) y observar que el color del líquido vira al azul.

v. Continuar agregando la *solución E*, gota a gota, hasta que el color azul desaparezca totalmente.

e. Registrar la cantidad de *solución E*, en mL, utilizada y calcular la concentración de O_2 disuelto, en mg/L, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\text{mg O}_2/\text{L} = \text{mL tiosulfato de sodio utilizado (solución D)} \times 4$$

Registrar:

- ❖ concentración de O_2 disuelto inicial, como promedio de las determinaciones realizadas;
- ❖ concentración de O_2 disuelto en botella clara, como promedio de las determinaciones realizadas;
- ❖ concentración de O_2 disuelto en botella oscura como promedio de las determinaciones realizadas; tiempo de incubación de las botellas.

Calcular: OD_N , OD_R y OD_R

Calcular la producción primaria bruta y neta.

4.10. Determinar la producción primaria bruta y neta de un cuerpo de agua, sobre la base del método de las botellas clara y oscura, indicado en el ítem 4.9, de acuerdo a los siguientes resultados obtenidos:

- ❖ concentración de O₂ disuelto inicial :4,2 mL O₂/L
- ❖ concentración de O₂ disuelto en botella clara : 6,8 mL O₂/L
- ❖ concentración de O₂ disuelto en botella oscura : 1,8 mL O₂/L
- ❖ tiempo de incubación de las botellas :6 h

4.11. Se aplicó el método de la botella clara y oscura en un arroyo, utilizando muestras de agua tomadas a distintas profundidades y sumergiendo las botellas correspondientes a la misma profundidad. Los resultados obtenidos se indican en la **TABLA** siguiente:

Profundidad	Tiempo de Incubación (h)	Producción Primaria Neta (mg C cm ³ /h)	Respiración (mg C cm ³ /h)	Producción Primaria bruta (mg C cm ³ /h)
Superficie(0,20 m)	4	234,4	156,25	390,65
1,20 m	4	156,2	156,25	312,50
2,20 m	4	39,1	156,25	195,30
2,40 m	4	0	156,25	156,25

Discuta los resultados obtenidos. Observe y explique las causas que determinan la disminución de los valores de la producción primaria neta y bruta con el aumento de la profundidad. Explique por qué no muestran diferencias los resultados registrados para la respiración.

4.12. Considere un escenario donde se están analizando muestras de agua de un arroyo sometido al ingreso de nutrientes (nitratos y fosfatos) provenientes de la escorrentía de una zona ribereña intensamente sometida a explotación agrícola. En las muestras se detectan elevados niveles de fosfato, pero no de nitratos. Se diseña un experimento en el que se enriquecen las muestras de agua con nitratos y se utilizan las muestras así tratadas como medio de cultivo para algas clorofilas dulceacuícolas habitualmente presentes en el arroyo estudiado. Se compara el crecimiento de las algas en ese medio con el obtenido utilizando una muestra de agua no enriquecida con nitrato (muestra control). Se observa que el crecimiento de la población algal es mucho mayor en presencia del agua enriquecida con nitrato que en la muestra control. Un ensayo similar realizado con una muestra de agua enriquecida con fosfato no muestra diferencias significativas en el crecimiento algal obtenido respecto de la muestra control. Discuta cuál de los dos nutrientes, nitrato o fosfato, resulta ser limitante para la producción primaria en el arroyo estudiado.

4.13. La mayoría de las plantas asimila nitrógeno bajo la forma de ión nitrato. Sin em-

bargo, el fertilizante habitualmente utilizado en las prácticas agrícolas es el amonio (NH_4^+), dado su menor valor económico. ¿Cuál es el rol que juegan las bacterias cuando el amonio es utilizado como fertilizante?

4.14. Asocie cada género bacteriano listado en la columna de la izquierda con su función, indicada en la columna derecha.

a. Anabaena sp.

b. Nitrosomonas sp.

c. Azospirillum sp.

d. Desulfovibrio sp.

e. Thiobacillus sp.

1. Desnitrificación

2. Desulfuración

3. Fijación del N_2

4. Oxidación de S^0 a SO_4^{2-}

5. Nitrificación

La evaluación de la calidad de agua

5

En los ecosistemas acuáticos, ningún componente existe en forma independiente. Los seres vivos se relacionan entre sí y con los factores abióticos. Cada cuerpo de agua constituye un ecosistema, delicadamente balanceado en continua interacción con la atmósfera y la tierra circundante.

Todos los procesos y fenómenos que se producen en la tierra y en la atmósfera afectan a los cuerpos de agua.

Los organismos vivos requieren de ríos saludables para su sobrevivencia. El agua dulce constituye el *hábitat* de una variedad de organismos acuáticos; el oxígeno disuelto en ella soporta la vida de peces, plantas y otros organismos aeróbicos. Los sedimentos proveen de alimento y refugio a una gran variedad de animales y plantas.

En el caso de las poblaciones humanas, a través de su historia, los ríos han jugado un rol doble, proveyendo del agua requerida para la subsistencia de las poblaciones humanas y sirviendo como recurso para la disposición de sus desechos. Sin un adecuado y cuidadoso manejo, ambos roles pueden entrar en conflicto, determinando resultados potencialmente peligrosos.



La actividad humana puede producir alteraciones en los ecosistemas acuáticos. Así, por ejemplo, las *aguas residuales domiciliarias* e *industriales* no tratadas y la escorrentía que proviene de las zonas agrícola-ganaderas ribereñas, enmendadas con *fertilizantes*, ingresan en el río. Como consecuencia de ello, las concentraciones de nitrógeno y fósforo en las aguas pueden aumentar significativamente. Este enriquecimiento en nutrientes puede determinar un incremento explosivo en la densidad de las poblaciones de organismos fotoautótrofos. Como resultado de la actividad fotosintética, la concentración de oxígeno en el agua se incrementa durante el día, mientras la fase de captura de energía tiene lugar. Por la noche, cuando

prevalece una condición de intenso consumo de oxígeno por parte de la comunidad fitoplanctónica debido a los procesos de respiración celular, se evidencia una situación de anoxia en el medio, determinando una disminución de la biodisponibilidad de oxígeno para peces y otros organismos. La eliminación de desechos orgánicos y la muerte de la alta densidad de organismos fotoautótrofos resultará en un incremento de la cantidad de materia orgánica no viva depositada sobre los sedimentos y en una intensa actividad de la comunidad detritívora aeróbica, que consumirá el oxígeno remanente.

Este proceso es conocido con el nombre de *eutrofización* y afecta la estabilidad de los ecosistemas y la sobrevivencia de los organismos acuáticos. Constituye un claro ejemplo de los efectos potenciales de la actividad humana no controlada sobre los cuerpos de agua naturales.

Nos introducimos así en la relación entre la condición de los ecosistemas acuáticos y la presencia de potenciales contaminantes. Antes de seguir adelante, conviene revisar el significado de algunos términos que emplearemos frecuentemente.

Se entiende por *contaminación* a la alteración de la integridad física, biológica, química y radiológica del agua o de otro medio, debida o inducida por la actividad humana. Está determinada por la presencia de una o más sustancias que, por su composición química, ubicación o concentración en el medio, altera el funcionamiento de los procesos naturales y produce efectos indeseables en el ambiente y sobre la salud humana (U.S.EPA, 2008; OECD, 2007).

La contaminación supone la mayor amenaza para la salud de los ríos y las cuencas hidrográficas.

Un *contaminante* es un agente o sustancia introducido en el ambiente como resultado, por lo menos en forma parcial, de la actividad humana y que produce efectos adversos sobre los organismos y el ecosistema (Newman y Unger, 2003; U.S. EPA, 2008).

La condición de *“tóxico”* se aplica al agente o sustancia que puede producir un efecto adverso sobre la estructura y/o función del sistema en estudio (Newman y Unger, 2003; U.S. EPA, 2008; Newman y Clemens, 2008).

En relación a estos conceptos, es necesario discriminar entre los términos *“efecto”* y *“respuesta”*. Entendemos por *“efecto”* al cambio biológico producido, tanto en el nivel de organismo individual como en niveles de organización inferiores o superiores al individuo, asociado a la exposición a un agente o sustancia contaminante. El término *“respuesta”* se aplica a la proporción de la población expuesta al tóxico que manifiesta un determinado efecto. Como consecuencia de la exposición a una determinada concentración de una sustancia química, la población expuesta manifiesta una *respuesta* del 50% de mortalidad, o lo que es igual, muere el 50% de la población. El efecto considerado en este caso es la muerte (Newman y Unger, 2003; Newman y Clemens, 2008).



El *riesgo* es la frecuencia esperable de efectos adversos sobre un ecosistema como consecuencia de la exposición a un potencial agente contaminante o factor estresante (U.S. EPA, 1998; Newman y Unger, 2003; Newman y Clemens, 2008).

En el área de las ciencias ambientales es usual utilizar el término *“estrés”* (derivado del inglés “stress”) para referirse al *efecto o respuesta*, que se manifiesta en algún nivel de organización biológico, frente a un factor desorganizante o detrimental. El fenómeno o agente que produce estrés es denominado *“factor estresante”* (U.S.EPA, 2008).

El término *“impacto ambiental”* se refiere a las consecuencias provocadas por cualquier acción que modifique la *integridad* de un ecosistema, parcial o totalmente, incluyendo los organismos presentes, o su *sustentabilidad*, esto es, su capacidad de mantener condiciones favorables futuras para el desarrollo de la vida. No existe una valoración cuantitativa universalmente aceptada para determinar el grado de afectación de un impacto, excepto en aquellos casos en que resulta posible establecer una relación entre la concentración de una determinada sustancia o mezcla de sustancias y sus efectos sobre el ambiente (U.S. EPA, 1998).

La calidad de agua

5.1

La *calidad de agua* describe la condición de un cuerpo de agua y su aptitud para diferentes propósitos. En un cuerpo de agua saludable, la calidad de agua está asociada a la sobrevivencia de una rica y variada comunidad biótica, al uso humano, como fuente de agua potable y/o recreación, y a las aplicaciones agrícolas del recurso.

El agua de los ríos y lagos más prístinos, no sometidos a las emisiones derivadas de la actividad humana, no es absolutamente pura. Todas las aguas contienen una variedad de sustancias naturalmente presentes, como hemos visto en el *Capítulo 4*.

La *calidad del agua* es definida en términos de las características físicas del agua y la presencia y concentración de sustancias químicas y organismos potencialmente patógenos. No es constante; cambia con las estaciones del año y las áreas geográficas que componen la cuenca hidrográfica, aún cuando no exista evidencia de contaminación.

No es posible evaluar la *calidad de agua del río* mediante una única medición. Para hacerlo, se requiere analizar la presencia y concentración de numerosas sustancias químicas, la presencia de una variedad de organismos y las características físicas del medio. Así, el conjunto de estas determinaciones será considerado como una indicación o estimación de la calidad de agua. Cada uno de los parámetros seleccionados, tales como pH, salinidad, conductividad, concentración de diferentes sustancias químicas en el medio, tipo y densidad de organismos presentes, etc., será considerado como un indicador o estimador requerido para la evaluación de la calidad de agua del ecosistema acuático en cuestión.

Como resultado del proceso de evaluación de la calidad de agua será posible la elaboración de conclusiones en relación a la condición del ecosistema acuático, de manera de generar las acciones tendientes a mejorar o mantener la calidad de agua del río, dependiendo de los usos previstos para el recurso. Así, el agua utilizable como fuente de agua potable puede ser usada para la irrigación de terrenos dedicados a las prácticas agrícolas, pero el agua apta para irrigación puede no reunir las condiciones requeridas para su uso como agua potable.

La legislación local, regional y nacional provee información acerca de los valores o el rango de valores que deberían alcanzar estos indicadores de calidad de agua a fin de proteger los diferentes usos específicos del agua. Estos valores, establecidos sobre una base científica, previstos en la legislación, suelen ser denominados *valores o niveles guía* de parámetros de calidad de agua para un determinado cuerpo de agua o para una región. Más adelante, haremos referencia a algunos criterios seguidos en el establecimiento de estos niveles guía.

La *calidad de agua* es afectada por numerosos factores. Las sustancias químicas presentes en el aire, tales como gases naturales del aire (dióxido de carbono, oxígeno, nitrógeno),



partículas sólidas en suspensión, gases volcánicos, compuestos químicos tóxicos (dióxido de azufre, plomo, entre otros) se disuelven o son suspendidos en la lluvia que precipita sobre el suelo y los cuerpos de agua. La escorrentía fluye sobre y a través del suelo, las rocas y las áreas urbanizadas, disolviendo y arrastrando otras sustancias, tales como carbonato de calcio y metales, nutrientes, como fósforo y nitrógeno, desechos animales, incluyendo bacterias coliformes fecales y patógenos, y productos derivados del petróleo, entre otros. Cuando la escorrentía alcanza los cuerpos de agua, estas sustancias y organismos se introducen en ellos, modificando la calidad del medio.

Las actividades humanas pueden causar variaciones en los factores abióticos de los ecosistemas acuáticos, determinando cambios dramáticos en el componente biótico. El desarrollo de las actividades humanas puede conducir, entre otros resultados no deseados, a:

- ❖ La emisión de contaminantes como resultado de las descargas de efluentes y residuos sólidos de origen domiciliario, industrial, agropecuario y minero, no adecuadamente tratados;
- ❖ Modificaciones no controladas del caudal de los ríos como resultado de la construcción de presas y embalses,
- ❖ La salinización de las aguas y el aumento de los procesos de sedimentación en el cauce como resultado del lavado de suelos, deforestación y construcción de rutas,
- ❖ La introducción de especies animales y vegetales foráneas,
- ❖ La remoción y destrucción de hábitat naturales;
- ❖ El desarrollo de actividades recreativas no controladas, conduciendo a la emisión de hidrocarburos como resultado de la navegación a motor,
- ❖ La descarga de efluentes con elevada temperatura derivados de centrales eléctricas, y
- ❖ La eutrofización a consecuencia de la emisión excesiva de nutrientes.

La protección de los ecosistemas acuáticos tiene como objetivo la preservación y la mejora, en los casos en que haya sido afectada, de la *integridad ecológica* de los mismos, incluyendo la diversidad biológica, la abundancia relativa de especies y los procesos ecológicos (Kalf, 2002).

La *integridad ecológica* es una medida de la salud o de la condición de un ecosistema y ha sido definida como la capacidad de un ecosistema acuático para sostener y mantener procesos ecológicos significativos y una comunidad de organismos con una composición de especies, diversidad y organización funcional tan comparables como resulte posible a las de los hábitat naturales en la región (Schofield y Davies, 1996).

La *diversidad biológica* o *biodiversidad* es definida como la variedad y variabilidad entre organismos vivos, los *genes* que ellos contienen y los ecosistemas de los cuales forman parte. La diversidad puede ser definida como el número de ítems (organismos, genes, ecosistemas) y sus frecuencias relativas. La biodiversidad incluye, entonces, unidades organizadas a niveles diferentes, desde ecosistemas complejos hasta las estructuras bioquímicas que constituyen la base molecular de la herencia (*genes*). En consecuencia, es posible considerar incluidas en el término biodiversidad a la diversidad genética, la diversidad específica y la diversidad de ecosistemas (Margalef, 1983, 1998; Townsend et al., 2008; U.S. EPA, 2008)

Es evidente que el establecimiento de un nivel de protección que garantice el mantenimiento de la biodiversidad implica una gran dificultad. Idealmente, este nivel de protección debería garantizar el potencial futuro evolutivo de las especies y los ecosistemas. Sin embargo, el desarrollo de las actividades humanas probablemente cause alguna pérdida del componente genético de la biodiversidad, la reducción de la densidad poblacional de alguna especie e interfiera en mayor o menor grado con los procesos del ecosistema. En consecuencia, la protección de la biodiversidad implica asegurar que estos factores no se conviertan en una amenaza para la integridad del ecosistema o la conservación de las especies (Kalf, 2002).

Las distintas comunidades humanas han seleccionado, a lo largo de su historia, diferentes criterios para la evaluación de la calidad de agua de sus ecosistemas dulceacuáticos. Estos criterios han implicado, en la mayoría de los casos, el establecimiento de:

- ❖ Valores niveles guía incluidos en la legislación local, regional o nacional, aplicables a ecosistemas acuáticos particulares o a diferentes usos previstos para el recurso;
- ❖ Rangos de variación aceptable para un dado indicador a partir de una condición de referencia, que, generalmente, es definida a partir de sitios no impactados por la actividad humana, correspondientes a la misma región;
- ❖ Niveles de variación aceptable en los indicadores de calidad de agua seleccionados, establecidos, por ejemplo, en base a estudios previos que aseguran, con un cierto nivel de certidumbre, la protección del 90% de las especies presentes.

La protección de los ríos frente a la contaminación debida a las actividades humanas no es el único desafío a enfrentar por la sociedad. Aún cuando las fuentes de agua dulce en la Tierra son continuamente renovadas a través del ciclo del agua en la naturaleza, como hemos visto previamente, grandes regiones del planeta carecen de un aprovisionamiento suficiente. En consecuencia, resulta de la mayor importancia para la comunidad humana el desarrollo de tecnologías que tiendan a la conservación del recurso.

Se reconocen tres *categorías* relacionadas con la condición de los ecosistemas acuáticos:

❖ *Ecosistemas prístinos, no perturbados o altamente valiosos*: típicamente, pero no únicamente, ubicados en parques nacionales, reservas ecológicas o en zonas remotas y/o inaccesibles, cuya integridad ecológica es considerada como intacta.

❖ *Ecosistemas leve a moderadamente perturbados*: en los cuales la diversidad biológica puede haber sido afectada en un menor grado por la actividad humana. Las comunidades biológicas permanecen en una condición saludable y la integridad del ecosistema es mantenida. Típicamente, los ecosistemas dulceacuáticos en esta condición presentan una cuenca libre o levemente obstruida por obstáculos y una vegetación ribereña razonablemente intacta. Los cuerpos de agua leve a moderadamente alterados, que reciben la escorrentía proveniente de zonas sometidas a una explotación agrícola ganadera controlada, pertenecen a esta categoría.

❖ *Ecosistemas altamente perturbados*: en los cuales la diversidad biológica ha sido alterada significativamente y la integridad del ecosistema está considerablemente degradada. Los cursos de agua que atraviesan regiones urbanas e industrializadas y los que reciben escorrentía de zonas sometidas a una intensa actividad hortícola son ejemplos de esta condición. Esta categoría reconoce que el ecosistema acuático degradado, luego de su restauración, puede ser retornado a una condición de leve a moderada perturbación.

En la selección de estos criterios de calidad de agua se han tenido en cuenta, además, las expectativas de la comunidad humana instalada en la zona en relación al ecosistema, en

cuanto a, por ejemplo, su valor histórico, cultural, recreativo, y los factores socio-económicos asociados con su explotación y el uso del recurso.

Así, en el caso de ecosistemas acuáticos prístinos, el nivel de protección está generalmente asociado al mantenimiento de la condición del ecosistema, mientras que en el caso de ambientes leve a moderadamente perturbados, tiende a asegurar la modificación del estado actual a fin de alcanzar una condición de menor perturbación, dependiendo del estado inicial del ecosistema.

La tendencia internacional seguida para el establecimiento de un cuerpo legislativo para la protección de los ecosistemas acuáticos se dirige hacia la elaboración de niveles de protección locales y regionales, en los que se tiene en cuenta:

- ❖ La naturaleza de los contaminantes que puedan alcanzar ese particular ecosistema acuático, con especial énfasis en aquellos compuestos químicos altamente tóxicos para los organismos vivos autóctonos y que presenten alta persistencia en el medio
- ❖ La capacidad del ecosistema para recuperarse en un corto período de tiempo del impacto debido a la contaminación, y
- ❖ La percepción del valor ecológico y de conservación del ecosistema para la comunidad.

Contaminación y calidad de agua

5.2

Uno de los problemas críticos que se plantea a la comunidad humana es la disyuntiva entre el desarrollo de actividades industriales, agrícolas y comerciales en la ribera y el mantenimiento de la calidad del agua de los ríos y arroyos receptores de las emisiones generadas por ellas. La resolución de esta problemática implica una intensa interrelación entre el conocimiento, establecido sobre una base científica, de las condiciones hidrológicas y físico-químicas de los cuerpos de agua y de la biota acuática asociada a ellos, y el establecimiento de normativas locales y regionales, estrategias y criterios para el control de las emisiones.

En relación con lo anterior, frecuentemente, se utiliza el concepto de *capacidad de carga* (LC, “loading capacity”) o *carga máxima diaria total* (TMDL, *total maximum daily load*), definida como la mayor cantidad de contaminantes que puede recibir un cuerpo de agua sin que se alteren las condiciones estandarizadas de su calidad de agua.

Este concepto está, estrechamente, asociado a la *capacidad asimilativa* del río, definida como la capacidad del ecosistema natural para recibir distintos materiales, incluyendo desechos de origen antropogénico, a ciertas concentraciones sin que se produzca la degradación de las condiciones del medio, sin efectos *deletéreos* y sin daño para la vida acuática ni para la población humana que consume sus aguas (Cairns, 1977, 2006). Algunos autores utilizan el término “*capacidad de autodepuración*” del río con el mismo criterio.

Aún los compuestos químicos orgánicos complejos, como plaguicidas e hidrocarburos, pueden ser degradados en los ecosistemas acuáticos a través de procesos abióticos y bióticos. Entre los procesos naturales que degradan y disminuyen las concentraciones de las sustancias orgánicas complejas en el ambiente se cuentan la mineralización microbiana, la oxidación, la hidrólisis y la *fitólisis*, como vimos en el *Capítulo 4*. La degradación de estos compuestos se produce más lentamente que en el caso de compuestos orgánicos simples, y, en consecuencia, será más reducida la capacidad de asimilación y la capacidad de carga del río para los primeros.

La *capacidad asimilativa* del río no es ilimitada; puede ser excedida y superada, como resultado de la emisión de efluentes y residuos en exceso, con severas consecuencias para la integridad del ecosistema.

La estimación de la capacidad de carga y de la capacidad asimilativa de un río implica la obtención de información proveniente de evaluaciones de calidad de agua realizadas en la zona en estudio y su aplicación en modelos predictivos. Estos últimos son usados para establecer las relaciones causa - efecto entre la cantidad y tipo de contaminantes emitidos, los cambios esperados en la calidad de agua y en la integridad del ecosistema, y la capacidad de autodepuración del río.

La capacidad de carga y la capacidad asimilativa del río son afectadas, particularmente, por las condiciones ambientales naturales, incluyendo:

- ❖ Las características hidrológicas locales (velocidad de corriente, caudal, profundidad del cauce, pendiente, etc.)
- ❖ Las características físico-químicas del medio (temperatura, salinidad, conductividad, pH, etc.)
- ❖ Los procesos químicos producidos en el agua (formación de complejos, etc.)
- ❖ Las comunidades biológicas presentes y los procesos bioquímicos asociados a ellas (demanda de oxígeno local, tasa fotosintética de las poblaciones algales y de macrófitas, tasa de respiración, procesos de nitrificación, etc.).

En consecuencia, las capacidades de carga y asimilativa deben ser establecidas localmente, para cada tramo del río.

Los resultados de estos estudios proveen información cuantitativa disponible para ser utilizada por los organismos reguladores y de control a fin de tomar decisiones y establecer criterios efectivos con el fin de proteger la calidad de agua del río.

Un aspecto crítico en el proceso del establecimiento de criterios para la protección del ecosistema es la caracterización de las fuentes de potencial contaminación, a fin de permitir la estimación de las capacidades de carga y asimilativa del cuerpo de agua.

Las fuentes de potencial contaminación pueden ser categorizadas como *puntuales* o *no puntuales*. Estas dos categorías son gobernadas por diferentes mecanismos, resultando en impactos diferentes sobre el cuerpo de agua receptor. En la **TABLA 9** se resumen las características de ambos tipos de emisiones.

Las *fuentes de emisión puntuales* son aquellas cuyo punto de ingreso al cuerpo de agua es único, identificable y mensurable, incluyendo tuberías, canales, túneles, zanjas, conductos, fisuras, contenedores, tanques, camiones, sistemas de alimentación de ganado, sistemas de recolección de *lixiviados*, etc.

El caudal de emisión de estas *fuentes puntuales* suele ser controlado y conocido por las agencias gubernamentales de regulación. Por otra parte, la normativa local o nacional, como ocurre en nuestro país, establece el requerimiento de monitoreo sostenido en el tiempo de los parámetros físico-químicos convencionales de calidad de agua de estas fuentes de emisión. Los resultados de estas determinaciones son registrados e informados, generalmente, a los organismos de control.

Las *fuentes de emisión no puntuales* implican el ingreso a través de múltiples puntos no necesariamente conocidos, difusos, extendidos en el área y difícilmente mensurables. La escorrentía superficial, proveniente de áreas irrigadas o de la precipitación es un ejemplo típico de estas emisiones no puntuales.

Otras *fuentes no puntuales* de difícil control incluyen la infiltración de aguas subterráneas, la deposición de contaminantes atmosféricos y la erosión natural de rocas y suelos.

Fuente de emisión puntual (Efluente industrial)	Fuente de emisión no puntual (Escorrentía por precipitación)
Flujo relativamente constante	Flujo altamente dinámico, con intervalos de emisión intermitentes, azarosos
Baja variabilidad de caudal y tipos de contaminantes presentes, menor a un orden de magnitud	Elevada variabilidad de caudal y tipos de contaminantes presentes, varios órdenes de magnitud
Impactos más severos producidos durante las condiciones de bajo caudal	Impactos más severos producidos después de una tormenta, elevado caudal
Concentraciones de contaminantes relativamente predecibles	Concentraciones de contaminantes variables, no predecibles

Tabla 9: Comparación entre fuentes de emisión puntuales y no puntuales típicas (modificado de U.S.EPA, 1997).

La contribución del agua subterránea es de particular preocupación si existe evidencia o sospecha de que el acuífero está contaminado. En ese caso, se requiere la identificación de los potenciales contaminantes presentes y la evaluación de la magnitud de su descarga.

La erosión y los procesos de disolución de rocas y suelos son mecanismos naturales y deberían ser considerados como parte de las descargas al cuerpo de agua no controladas. La deposición atmosférica es resultado, por lo menos parcialmente, de las actividades industriales y urbanas desarrolladas a escala regional, lo que dificulta su control a escala local.

El uso de la ribera y las características hidrológicas de la cuenca son los principales determinantes de la magnitud de la carga contaminante con la que contribuyen estas emisiones no puntuales. La deforestación de las áreas naturales y el uso agrícola, urbano e industrial de la ribera resultan en cambios a gran escala de la carga contaminante, proveniente de fuentes de emisión no puntuales, sobre los ríos y arroyos.

La magnitud de la incidencia del problema de la contaminación debida a estas fuentes no puntuales ha sido mejor comprendido en los últimos 10 o 20 años. Los diferentes países y regiones han propuesto, investigado e implementado prácticas agrícolas y urbanas tendientes a la reducción de la carga contaminante de las emisiones no puntuales.

Cuando una sustancia química es emitida e ingresa en el río, es sometida a procesos de transporte y transformación química y física que alteran su concentración en el medio. A fin de determinar las capacidades de carga y asimilativa del cuerpo de agua es necesario conocer y evaluar la magnitud de estos procesos a escala local.

Los principales procesos que determinan la existencia de una dada concentración de un contaminante en el río son:

- ❖ **Advección**, que representa el proceso de transporte primario del contaminante en la dirección de la corriente. En los ríos y arroyos, los movimientos laterales de las sustancias químicas que ingresan son poco relevantes.

- ❖ **Dispersión**, que es entendida como el transporte por mezclado dentro del mismo cuerpo de agua, en sentido longitudinal (en la dirección de la corriente), lateral y vertical (en la columna de agua). Cuando se analizan los efectos de una carga continua de contaminantes, el efecto de la dispersión puede ser ignorado dado que su contribución a la concentración resultante del contaminante es usualmente pequeña en relación a la ad-

vección. Por otra parte, cuando se analiza el transporte de una carga discontinua, por ejemplo, resultado de un derrame, la dispersión debe ser considerada en el análisis.

❖ **Reacción**, que incluye la degradación de los materiales biodegradables descargados en el cuerpo de agua como resultado de la actividad biológica, y una gran diversidad de reacciones químicas producidas en el agua, tales como oxidación, hidrólisis y fotólisis, entre otras. Estos procesos contribuyen a la atenuación de la concentración de contaminantes en el medio (U.S. EPA, 1997).

La interacción de estos factores determinará la concentración de un determinado contaminante en un punto del río, en cada momento. Así, la concentración de los materiales no biodegradables o poco reactivos dependerá de los procesos de advección y dispersión. La concentración de los materiales reactivos y biodegradables dependerá, además, de las reacciones químicas en las que participen.

Para cada **fente de emisión puntual** particular, existente o prevista en el futuro, será posible determinar las **capacidades de carga y asimilativa parciales** del cuerpo de agua, sobre la base de la caracterización de la emisión, del conocimiento de las condiciones hidrológicas, físicas y químicas, y de los procesos de transporte de los contaminantes. Se estimará, así, la porción de las capacidades de carga y asimilativa del río correspondiente a esa fuente de emisión particular.

Del mismo modo, se establecen las capacidades de carga y asimilativa asociadas a las **fuentes de emisión no puntual**, incluyendo el ingreso del agua proveniente de los afluentes del río, y del agua subterránea, que puedan aportar potenciales contaminantes.

La **capacidad de carga** y la **capacidad asimilativa** del río u arroyo en la zona de interés será estimada, entonces, a partir de la suma de estas capacidades de carga y asimilativa parciales más un margen de seguridad, establecido a partir de los modelos predictivos mencionados antes.

Indicadores de calidad de agua y niveles guía

5.3

La calidad del agua del río es determinada mediante la realización de mediciones de distintos parámetros físico-químicos y biológicos en el campo o en muestras de agua, materiales en suspensión, sedimentos y biota, extraídas directamente desde el cuerpo de agua y enviadas a un laboratorio para su análisis.

Así, el pH, el color y la turbidez son determinadas en el campo, mientras que las concentraciones de metales, nutrientes, plaguicidas, otras sustancias químicas y microorganismos coliformes totales, fecales y patógenos, entre otras determinaciones, son llevadas a cabo en el laboratorio.

Se requiere, además, la realización de ensayos **ecotoxicológicos**, para analizar la potencial toxicidad del agua y los sedimentos del fondo sobre los organismos acuáticos, y evaluaciones respecto de las formas de vida presentes en el cuerpo de agua y en la zona ribereña, a fin de determinar si se observan fluctuaciones en la diversidad de grupos de organismos presentes, densidad y distribución espacial de sus poblaciones.

Estos parámetros físico-químicos y biológicos son considerados como *indicadores* de la calidad de agua. Un *indicador* ambiental es una variable que pretende reflejar el estado del ambiente, o de algún aspecto del mismo, en un momento y un espacio determinados. Son herramientas fundamentales en los procesos de evaluación y de toma de decisiones en relación a la problemática ambiental.

Los parámetros físico-químicos considerados como indicadores de la calidad de agua son seleccionados entre aquellos para los cuales sea posible establecer una relación entre su valor o concentración en el medio y la manifestación de efectos adversos en el ecosistema, tal como se muestra en la FIGURA 33. En ella se representa el grado de perturbación del ecosistema frente a valores crecientes de un indicador hipotético, como por ejemplo, la concentración de un determinado metal pesado en el medio.

Así, a algún valor del indicador de calidad de agua seleccionado, el ecosistema mostrará que ha sido adversamente afectado por la presencia de ese factor estresante, y el valor del indicador en ese punto será usado como criterio para tomar la decisión de que el ecosistema ha sido impactado.

Sin embargo, a fin de preservar la integridad del ecosistema, en la mayoría de las situaciones, será necesario tomar una decisión antes de que el ecosistema resulte adversamente afectado, de manera que sea posible implementar adecuadas acciones correctivas antes de que el ecosistema resulte dañado. En consecuencia, para cada parámetro físico – químico y biológico, considerado como indicador del estado de condición del ecosistema, será necesario seleccionar un “*valor umbral*” del indicador tal que este valor resulte ser inferior a aquel que determina el deterioro del ecosistema.

Si el impacto del indicador sobre el ecosistema es irreversible y persistente, se requerirá que el valor umbral sea muy inferior a aquel que determina un daño irreversible, de manera de evitarlo. Del mismo modo, si existe escaso conocimiento acerca de la forma en que un dado contaminante afecta al ecosistema, el valor umbral debería ser lo suficientemente reducido como para prever la potencial mayor sensibilidad del ecosistema respecto de lo esperado.

En consecuencia, en el proceso de establecer estrategias de control y manejo del recurso, el primer paso es determinar el valor umbral para cada uno de los indicadores de calidad del medio seleccionados. Este no es un ejercicio sencillo y requiere la estrecha interrelación entre el conocimiento científico, la comunidad humana involucrada y los organismos encargados del monitoreo, control y manejo del recurso.

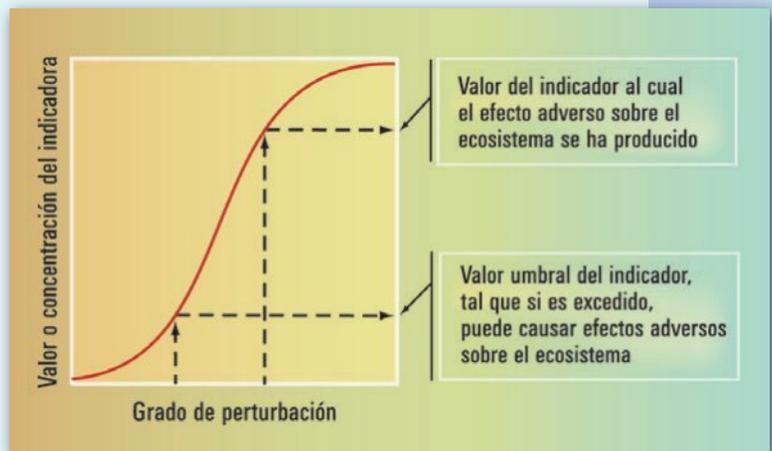


Figura 33: Descripción gráfica de la relación entre el valor del indicador y el grado de perturbación del ecosistema. El valor umbral del indicador de calidad de agua es aquel a partir del cual se manifiestan efectos adversos sobre el ecosistema, requiriendo acción correctiva.

Este valor umbral del indicador dependerá de:

- ❖ La naturaleza del impacto sobre el ecosistema
- ❖ El grado de conocimiento científico que exista acerca de la relación entre el indicador y el impacto ecológico esperado, y
- ❖ El tiempo requerido estimado para que las acciones correctivas implementadas ejerzan efecto sobre la condición del ecosistema.

En el caso de los indicadores no biológicos, el valor umbral para una determinada sustancia química es estimado sobre la base de ensayos ecotoxicológicos, generalmente llevados a cabo en laboratorio, utilizando un amplio rango de especies de organismos acuáticos sensibles. A partir de estos ensayos, se determina la concentración del potencial contaminante que no genera efectos adversos significativos sobre la población más sensible, entre las seleccionadas, a consecuencia de la *exposición crónica* al mismo. Esto es, cuando el

período de exposición a la sustancia o agente evaluado cubre, al menos, una generación de los organismos utilizados en los ensayos. Más adelante analizaremos el tipo de ensayos requeridos para el establecimiento de estos criterios.

A partir de la estimación del valor umbral determinado para la especie más sensible entre las utilizadas en los ensayos ecotoxicológicos y las consideraciones mencionadas antes, tales como el uso previsto del recurso, condición previa del ecosistema, etc., se establece el *valor o nivel guía* regulatorio para cada indicador. Finalmente, en la legislación local, regional y nacional se incluyen los valores guías de calidad de agua para diferentes parámetros físico-químicos así determinados.

Un problema diferente se plantea en el caso de parámetros como la salinidad, el pH y la temperatura, los que varían naturalmente de forma estacional estacional y, entre los distintos ecosistemas, y a los cuales las comunidades biológicas están adaptadas.

Los valores guía para estos factores, potencialmente, estresantes son definidos a partir de valores de referencia determinados en ecosistemas no impactados por la actividad humana, correspondientes a la misma región, al conocimiento de los efectos debidos a su variación sobre los organismos vivos y a la aplicación de modelos matemáticos que permiten predecir su impacto en un determinado ecosistema.

En el caso de los indicadores biológicos, el establecimiento de un valor umbral y, en consecuencia del valor guía correspondiente, es más complejo y requiere, en la mayoría de los casos, la comparación de los resultados obtenidos en el ecosistema evaluado en relación a un sitio de referencia no perturbado por acción humana, ubicado en la misma región. En el caso particular de los indicadores asociados a la presencia en el cuerpo de agua de microorganismos potencialmente patógenos para el hombre, el valor umbral se establece sobre la base de información epidemiológica que permita establecer correlaciones entre las densidades de microorganismos patógenos y/o microorganismos indicadores de su posible presencia, como es el caso de las bacterias coliformes fecales, y los efectos sobre la salud de los individuos que utilizan el agua con fines recreativos. Similar procedimiento se sigue en el caso de los microorganismos potencialmente patógenos para la biota acuática.

A partir de las consideraciones anteriores, resulta que para el establecimiento de criterios de calidad de agua en ecosistemas acuáticos existen cuatro fuentes de información disponible:

- ❖ Información acerca de efectos biológicos y ecológicos disponibles en la bibliografía científica;
- ❖ Datos provenientes de ecosistemas de referencia no afectados por la contaminación ubicados en la región o cercanos a ella;
- ❖ Información procedente de la aplicación de modelos matemáticos predictivos, y
- ❖ Juicio profesional experto.

En un ecosistema particular, puede ocurrir que algunas de las variaciones detectadas en un indicador resulten ser ecológicamente triviales; en consecuencia, producirían sólo pequeños cambios, sin o con reducida significación ecológica. En consecuencia, la existencia de esa variación no justificaría la necesidad de aplicación de acciones correctivas. Por otra parte, un importante número de indicadores resultan ser altamente variables en condiciones naturales, por lo que se requiere una evaluación intensa, con muestreos sucesivos, a fin de detectar cambios significativamente importantes, desde el punto de vista ecológico.

En el proceso que lleva al establecimiento de una regulación, es importante balancear todos los puntos de vista mencionados.

En nuestro país, existe un relativamente limitado conocimiento de los aspectos antes señalados para la mayoría de los ecosistemas dulceacuícolas, lo que dificulta significativamente el proceso de toma de decisiones. Más adelante analizaremos brevemente los antecedentes regulatorios en la Argentina.

Los valores o niveles guía de calidad de agua no son establecidos para ser usados como “números mágicos”, de tal manera que, si su valor es excedido, inmediatamente se infiere la existencia de un problema ambiental en el ecosistema evaluado. Son diseñados para ser utilizados en conjunción con el juicio profesional de evaluadores entrenados; constituyen, en definitiva, una evaluación inicial de la condición del cuerpo de agua.

Los resultados de esta evaluación inicial de la calidad de agua del ecosistema acuático permitirán generar dos posibles procesos alternativos. Si los resultados encontrados presentan valores inferiores o en el rango de los valores guía establecidos, se debería continuar el monitoreo periódico del cuerpo de agua, a fin de asegurar que se mantenga la condición de bajo riesgo de que la integridad del ecosistema resulte alterada. Si, por el contrario, los resultados resultan ser superiores a los de los valores guía y se concluye que existe un potencial riesgo significativo para el ecosistema, se deberían desarrollar estrategias de acciones correctivas, remediación y manejo del recurso. Más adelante analizaremos estas alternativas.

Es posible que, luego del monitoreo extendido de un cuerpo de agua particular, el incremento de la información y comprensión de la condición del ecosistema, determine la necesidad de corregir los valores guía previamente establecidos a la luz de los conocimientos adquiridos.

En consecuencia, el desarrollo de criterios de calidad de agua para un determinado ecosistema no se completa con el establecimiento de valores guía. Se trata de un proceso continuado en el tiempo, en continua revisión sobre la base de la información y el conocimiento generados con rigor científico.

Los niveles guía de calidad de agua, entonces, se diseñan para ser aplicados dependiendo de los distintos usos

Por otra parte, en el proceso de establecimiento de valores guía de calidad de agua para parámetros físico-químicos y biológicos, se requiere tener en cuenta:

- ❖ Que los valores de los indicadores varían naturalmente en los ecosistemas acuáticos, y
- ❖ Que no todas estas variaciones son ecológicamente importantes.



previstos para el cuerpo de agua, incluyendo protección de la vida acuática, agua de bebida para consumo humano, agua de bebida para ganado y vida silvestre, irrigación de zonas agrícolas, provisión del recurso para industrias y recreación. De todas ellas, la experiencia internacional muestra que los criterios más exigentes corresponden a la protección de la vida acuática, dadas las condiciones de su exposición al medio y su susceptibilidad a cambios generados en las condiciones ambientales.

Legislación nacional, provincial y organismos de aplicación

5.4

La Constitución Nacional, reformada en 1994, en su Artículo 41, consagra el derecho *“a un ambiente sano, equilibrado, apto, para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras”*. Atribuye a la Nación la potestad de dictar Normas ambientales que *“contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquellas alteren las jurisdicciones locales”*.

De acuerdo a la Ley 25.675, Ley General del Ambiente, en su Artículo 6, *“se entiende por presupuesto mínimo, establecido en el Art.41 de la Constitución Nacional, a toda norma que concede una tutela ambiental uniforme o común en todo el territorio nacional, y tiene por objeto imponer condiciones necesarias para asegurar la protección ambiental. En su contenido, debe prever las condiciones necesarias para garantizar la dinámica de los sistemas ecológicos, mantener su capacidad de carga y, en general, asegurar la preservación ambiental y desarrollo sustentable”*.

La organización federal de nuestro país implica la existencia de cuatro niveles jurisdiccionales:

- ❖ Nación
- ❖ Provincias
- ❖ Municipios y
- ❖ Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Así, los órganos de gobierno nacionales son los encargados de dictar Normativas que establezcan niveles mínimos de protección. Las provincias tienen la facultad de complementar, enriquecer y ampliar esa normativa, implementando igual o mayores recaudos que los instrumentados para el control de la contami-

nación a nivel nacional, esto es, no podrán incluir en su normativa criterios inferiores a los niveles mínimos de protección ambiental establecidos a nivel nacional (Iglesias y Martínez, 2008).

La Constitución Nacional, en su Art. 121, establece que las provincias conservan la totalidad del poder no delegado a la Nación, enfatizando que los recursos naturales están bajo el exclusivo control de las provincias.

Tanto a nivel nacional como a nivel provincial, existe una amplia y diversa cantidad de organismos con injerencia en la gestión del agua, a lo que se suma la movilidad de las estructuras administrativas gubernamentales a lo largo del tiempo (Pochat, 2005).

A nivel nacional, la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación es el organismo a cargo de la política ambiental. Existen, además, varios organismos guber-

namentales que juegan un papel preponderante en la aprobación y gestión de políticas relacionadas con el ambiente, tales como el SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria), la APN (Administración de Parques Nacionales), el INA (Instituto Nacional del Agua), el ETOSS (Ente Regulador del Agua), la Prefectura Naval Argentina, la Administración General de Puertos y la Gendarmería Nacional.

En lo que se refiere específicamente a los recursos hídricos, la organización institucional nacional se modificó numerosas veces a lo largo de su historia. Desde mayo de 2003, el organismo encargado de la gestión de los recursos hídricos es la Subsecretaría de Recursos Hídricos, dependiente de la Secretaría de Obras Públicas del Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos, a través del Programa de Calidad de Agua de su Dirección Nacional de Conservación y Protección de los Recursos Hídricos, desde 1998, ha iniciado la elaboración de niveles guía de calidad de agua ambiente, con el objetivo de contar con una herramienta adecuada en la toma de decisiones relacionada con la selección de estrategias apropiadas para la protección y la recuperación de la calidad de los recursos hídricos superficiales y subterráneos y la asignación del destino de los mismos. Estos niveles guía son establecidos a nivel nacional, esto es, para ser aplicados en todos los cuerpos de agua dulceacuícolas del país, dependiendo del uso propuesto para el recurso (protección de la vida acuática, recreación, agua de bebida), independientemente de las características particulares de cada uno de ellos. Discutiremos más adelante los niveles guía mencionados.

Existen otros organismos nacionales con injerencia en la gestión del agua. El Ministerio del Interior representa al Gobierno Nacional en los órganos de gobierno de algunos organismos de cuencas interjurisdiccionales e interviene en la búsqueda de soluciones en los conflictos de gestión de recursos hídricos interprovinciales. El Ministerio de Relaciones Exteriores, Comercio Internacional y Culto interviene en los asuntos que involucran recursos hídricos compartidos con los países limítrofes. En el ámbito del Ministerio de Economía, la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos supervisa la ejecución de programas de rehabilitación de áreas de riego y recuperación de áreas inundadas o salinizadas, y la Secretaría de Energía se ocupa del aprovechamiento hidroeléctrico de cuencas hídricas.

La existencia de distintos organismos vinculados a la gestión de los recursos hídricos determina, como se ha señalado antes, la superposición de misiones y funciones (Pochat, 2005).

De acuerdo al Decreto N° 27/03, sus objetivos son, entre otros:

- ❖ La asistencia a la Secretaría de Obras Públicas en la elaboración y ejecución de la política hídrica nacional y la propuesta del marco regulatorio relativo al manejo de los recursos hídricos, vinculando y coordinando la acción de las demás jurisdicciones y organismos con injerencia en la política hídrica
- ❖ La elaboración y ejecución de programas y acciones vinculadas a la gestión de los recursos hídricos internacionales compartidos, sus cuencas, cursos de agua sucesivos y contiguos y regiones hídricas interprovinciales
- ❖ La formulación y ejecución de programas y acciones de gestión y desarrollo de infraestructura
- ❖ La ejecución de la política nacional de prestación de los servicios públicos y de abastecimiento de agua potable y saneamiento básico
- ❖ La coordinación de las actividades inherentes al Comité Ejecutor del Plan de Gestión Ambiental y de Manejo de la Cuenca Hídrica Matanza-Riachuelo; y
- ❖ El ejercicio del contralor del accionar del Comité Interjurisdiccional del Río Colorado (COIRCO), la Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC) y la Comisión Regional del Río Bermejo (COREBE).

A nivel provincial, la distribución de responsabilidades institucionales es también compleja y varía de una provincia a otra. La Provincia de Buenos Aires, por ejemplo, ha centralizado la coordinación de la problemática ambiental en el Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS), pero existen otras instituciones con responsabilidades ambientales que operan simultáneamente, como la Secretaría de Salud Pública de la Provincia de Buenos Aires, con competencia en saneamiento del medio. Cada una de las 23 provincias que conforman la República Argentina ha centralizado en una única autoridad provincial, con distinta jerarquía, la aplicación de las reglamentaciones vigentes y la coordinación de las políticas ambientales provinciales. Así, en algunas provincias, la autoridad de aplicación de las regulaciones ambientales es un ministerio, una secretaría, una subsecretaría, un instituto o una dirección general.

En lo que respecta a la legislación ambiental, la estructura federal del país ha determinado el desarrollo de una normativa diversa y compleja, sobre todo en los aspectos relacionados con las competencias y jurisdicciones. Los organismos de aplicación nacionales y provinciales han competido entre ellos por los recursos económicos requeridos y las responsabilidades. No se han generado mecanismos formales que faciliten y aseguren la coordinación eficiente de las competencias interjurisdiccionales (Iglesias y Martínez, 2008).

La Ley 25.765/02 de Política Ambiental Nacional, conocida como Ley General del Ambiente, establece, en su Artículo 1, “los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable”.

En su Artículo 3, establece que la Norma “regirá en todo el territorio de la Nación, sus disposiciones son de orden público, operativas y se utilizarán para la interpretación y aplicación de la legislación específica sobre la materia, la cual mantendrá su vigencia en cuanto no se oponga a los principios y disposiciones contenidas en ésta”.

Los objetivos de la Política Ambiental Nacional, según lo establecido en su Artículo 2, son:

- a)** Asegurar la preservación, conservación, recuperación y mejoramiento de la calidad de los recursos ambientales, tanto naturales como culturales, en la realización de las diferentes actividades antrópicas
- b)** Promover el mejoramiento de la calidad de vida de las generaciones presentes y futuras, en forma prioritaria
- c)** Fomentar la participación social en los procesos de toma de decisión
- d)** Promover el uso racional y sustentable de los recursos naturales
- e)** Mantener el equilibrio y dinámica de los sistemas ecológicos
- f)** Asegurar la conservación de la diversidad biológica
- g)** Prevenir los efectos nocivos o peligrosos que las actividades antrópicas generan sobre el ambiente para posibilitar la sustentabilidad ecológica, económica y social del desarrollo
- h)** Promover cambios en los valores y conductas sociales que posibiliten el desarrollo sustentable, a través de una educación ambiental, tanto en el sistema formal como en el no formal
- i)** Organizar e integrar la información ambiental y asegurar el libre acceso de la población a la misma
- j)** Establecer un sistema federal de coordinación interjurisdiccional, para la implementación de políticas ambientales de escala nacional y regional
- k)** Establecer procedimientos y mecanismos adecuados para la minimización de riesgos ambientales, para la prevención y mitigación de emergencias ambientales y para la recomposición de los daños causados por la contaminación ambiental”.

Dada la organización federal ya mencionada, esta Normativa establece, en su Artículo 9, la necesidad de “...la coordinación interjurisdiccional entre los municipios y las provincias, y de éstas y la ciudad de Buenos Aires con la Nación, a través del Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA); el mismo deberá considerar la concertación de intereses de los distintos sectores de la sociedad entre sí, y de éstos con la administración pública”.

En consecuencia, el COFEMA, organismo creado en 1990 y que reúne a las autoridades ambientales de los estados provinciales, del estado nacional y de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, es el ente a cargo de asegurar la coordinación de la ejecución y cumplimiento de la política ambiental y su reglamentación.

En lo que respecta a la gestión ambiental de los recursos hídricos, la Ley 25.688/02 del Régimen de Gestión Ambiental de Aguas establece los presupuestos mínimos ambientales, para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional. En su Artículo 4, crea los comités de cuencas hídricas, para las cuencas interjurisdiccionales, *“con la misión de asesorar a la autoridad competente en materia de recursos hídricos y colaborar en la gestión ambientalmente sustentable de las cuencas hídricas. La competencia geográfica de cada comité de cuenca hídrica podrá emplear categorías menores o mayores de la cuenca, agrupando o subdividiendo las mismas en unidades ambientalmente coherentes a efectos de una mejor distribución geográfica de los organismos y de sus responsabilidades respectivas”*.

Esta Normativa aún no ha sido reglamentada y el Plan Nacional para la preservación, aprovechamiento y uso nacional de las aguas aún no ha sido elaborado ni discutido en el ámbito del Congreso de la Nación. Por otra parte, la Ley 25.688/02 ha sido objeto de numerosas críticas y presentaciones judiciales impulsando la declaración de su inconstitucionalidad, ya que autoridades hídricas provinciales consideran que avanza sobre competencias provinciales no delegadas a la Nación en materia de cuencas y de organización de Comités de Cuencas, gestión de los recursos naturales, el desarrollo de instituciones locales y planificación, uso y gestión del agua (Petri, Rohrmann y Pilar, 2005; Pochat, 2005). La Comisión de Ambiente y Desarrollo Sustentable del Senado de la Nación se encuentra considerando una eventual modificación de esta Ley.

La provincia de Mendoza fue la primera en sancionar una ley de aguas, en 1884, la cual creó el Departamento General de Aguas, en la actualidad Departamento General de Irrigación (DGI), con poder de policía de aguas. Sin embargo, la mayoría de las provincias, hasta mediados del siglo pasado, carecía de leyes específicas para el agua y la protección de los ecosistemas acuáticos.

En la década de 1970, las provincias de Córdoba y Santiago del Estero aprobaron códigos de aguas más evolucionados. Finalmente, en la última década del siglo XX, varias provincias promulgaron leyes más completas, en las que se considera al agua como un recurso natural integrante del ambiente. Estas normas recogen conceptos tales como la política y planificación hídrica, emergencias hídricas, áreas de riesgo hídrico, impacto ambiental, concesiones empresarias de obras y servicios relacionados

En el Artículo 8, la ley establece que “los instrumentos de la política y la gestión ambiental serán los siguientes:

1. El ordenamiento ambiental del territorio
2. La evaluación de impacto ambiental
3. El sistema de control sobre el desarrollo de las actividades antrópicas
4. La educación ambiental
5. El sistema de diagnóstico e información ambiental.
6. El régimen económico de promoción del desarrollo sustentable.”

En su Artículo 7º, establece que la autoridad nacional de aplicación deberá:

- a) Determinar los límites máximos de contaminación aceptables para las aguas de acuerdo a los distintos usos
- b) Definir las directrices para la recarga y protección de los acuíferos
- c) Fijar los parámetros y estándares ambientales de calidad de las aguas
- d) Elaborar y actualizar el Plan Nacional para la preservación, aprovechamiento y uso racional de las aguas, que deberá, como sus actualizaciones ser aprobado por ley del Congreso de la Nación. Dicho plan contendrá como mínimo las medidas necesarias para la coordinación de las acciones de las diferentes cuencas hídricas”.

con el agua, registro y catastro de aguas, prioridades de uso más flexibles, comités de cuencas, aguas interprovinciales, protección de cursos de agua superficial, acuíferos y cuencas hidrográficas. (Magnani, 2001, Pochat, 2005).

Parámetros de calidad de agua y niveles guía nacionales

5.5

Analizaremos los principales parámetros físico-químicos, microbiológicos y biológicos considerados como indicadores de la calidad de agua de los cuerpos de agua dulceacuícolas. En cada caso, cuando existan, se discutirán los niveles guía establecidos para los distintos usos del recurso elaborados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación.

Al respecto, la Subsecretaría de Recursos Hídricos define al nivel guía para un parámetro específico como “... una expresión cuantitativa o narrativa emergente de un requerimiento científico inherente a un parámetro de calidad respecto a un destino específico asignado al agua ambiente”.



En consecuencia, los niveles guía establecidos se asocian estrechamente al uso del recurso agua.

Así, considera que los niveles guía de calidad de agua ambiente que veremos se han establecido con el objetivo de establecer pautas referenciales de calidad dirigidas a la protección de las fuentes de provisión de agua para consumo humano, de la vida acuática, de las fuentes de agua para irrigación de cultivos, de las fuentes de agua de bebida de especies de producción animal y de los cuerpos de agua utilizados para recreación humana.

De forma similar a lo discutido en el punto 5.5, los niveles guía establecidos por la Subsecretaría de Recursos Hídricos resultan ser más exigentes en el caso de estar dirigidos a la protección de la vida acuática en comparación con otros usos previstos del recurso.

En este *Capítulo* incluiremos los niveles guía de calidad de agua aplicables a los ambientes dulceacuícolas naturales de nuestro país, dirigidos a la protección de la biota acuática, establecidos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la nación. En el caso en que estos valores guía no hayan sido aún elaborados, discutiremos aquéllos recomendados para los ambientes dulceacuícolas naturales de Canadá (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2005) y Estados Unidos de Norteamérica (U.S.EPA, 2005).

Se establece, además, que los niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente:

- ❖ Consideran el carácter esencial del agua para los seres vivos
- ❖ Protegen la salud y la calidad de vida de la población humana
- ❖ Protegen la supervivencia y la diversidad de la biota acuática
- ❖ Han sido elaborados a partir de información proveniente de estudios toxicológicos, ecotoxicológicos y epidemiológicos desarrollados en condiciones experimentales estandarizadas; esto es, surgen a partir de información de base científica
- ❖ Contemplan la eficiencia de la remoción de contaminantes como consecuencia de los procesos de potabilización, en el caso de las fuentes de agua para consumo humano
- ❖ Asumen que los efectos de los parámetros de calidad de agua sobre los organismos son independientes entre sí,
- ❖ No consideran los efectos aditivos, sinérgicos ni antagonicos que los componentes del agua pueden ejercer sobre los seres vivos
- ❖ No contemplan el carácter micronutriente que muchas sustancias tienen para los organismos
- ❖ Protegen a los usos del agua que están relacionados con la supervivencia, desarrollo y bienestar de los seres vivos
- ❖ Son aplicables a todos los cuerpos de agua del territorio argentino; su aplicación aun cuerpo de agua particular requiere la contrastación con las condiciones naturales específicas del mismo, adoptándose como premisa básica el principio de protección de sus condiciones cualitativas naturales.

Estos niveles guía son aplicados como:

- ❖ Instrumento de los presupuestos mínimos de protección ambiental, de acuerdo a lo establecido por la Constitución Nacional
- ❖ Herramienta para la especificación de objetivos y estándares de calidad de los recursos hídricos y para la clasificación de los cuerpos de agua, adaptando los criterios establecidos en ellos a las condiciones particulares del cuerpo de agua
- ❖ Herramienta para la evaluación de impacto ambiental de obras y acciones de aprovechamiento hídrico, para el control de la contaminación hídrica y para evaluaciones del riesgo asociado a factores físicos, químicos y biológicos de calidad del agua de cuerpos de agua naturales y de origen antropogénico; y
- ❖ Base para la cuantificación de los límites de calidad admisibles para los vertidos, de naturaleza puntual o dispersa, sobre dichos cuerpos.

El proceso de elaboración de los niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente por parte de la Subsecretaría de Recursos Hídricos comprende las siguientes fases:

- ❖ Búsqueda, ubicación, selección, recopilación y evaluación sistemáticas de información básica y complementaria relativa a los parámetros de calidad de agua ambiente
- ❖ Identificación de parámetros prioritarios de calidad de agua ambiente
- ❖ Procesamiento e incorporación sistemáticos de información básica y complementaria en la Base de Datos para el Establecimiento de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente (Base NICAL)
- ❖ Cálculo de niveles guía nacionales para parámetros prioritarios de calidad de agua ambiente para cada destino de los cuerpos de agua siguiendo metodologías y procedimientos establecidos
- ❖ Revisión periódica de los niveles guía calculados.

A fin de facilitar su estudio, agruparemos los parámetros de calidad de agua, de acuerdo a un criterio similar al considerado por APHA – AWWA – WEF (2005), en:

- ❖ Propiedades físicas y de agregación: que incluye parámetros físicos y aquellos que son resultado de la presencia de un conjunto de constituyentes químicos.
- ❖ Constituyentes químicos inorgánicos
 - No metálicos
 - Metálicos
- ❖ Constituyentes orgánicos
- ❖ Parámetros biológicos, incluyendo microbiológicos.

Esta clasificación es sólo una de una de las formas posibles de agrupar los indicadores de calidad de agua y los potenciales contaminantes de los cuerpos de agua. De hecho, siempre encontraríamos la misma limitación: el número y diversidad de determinaciones a realizar es extremadamente elevado. El intentar medir la existencia y concentración de cada uno de ellos, especialmente durante el desarrollo de monitoreos de rutina, extendidos en el tiempo, resulta una tarea compleja y altamente costosa. Por consiguiente, la tendencia habitual es seleccionar un número limitado de parámetros representativos de acuerdo a las consideraciones previamente discutidas, esto es, contaminantes potencialmente presentes en los cuerpos de agua evaluados, nivel de riesgo asociado a su presencia y concentración sobre la biota acuática, poblaciones humanas expuestas y procesos ecológicos.

Las metodologías internacionalmente recomendadas y reconocidas para la determinación de la mayoría de los parámetros utilizados como indicadores de calidad de agua se encuentran reunidas en APHA – AWWA – WEF, 2005, *Standard Methods for the examination of water and wastewater, 21th edition*, APHA – AWWA –

WEF Eds. La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, el Organismo para el Desarrollo Sustentable de la Provincia de Buenos Aires (OPDS) y los distintos organismos provinciales de regulación y control requieren, también, la utilización de esos mismos métodos.



Propiedades físicas y de agregación

5.5.1

Consideraremos los parámetros asociados a las propiedades físicas del agua, tales como temperatura, características organolépticas (color), y conductividad, y parámetros de agregación, tales como salinidad, pH, alcalinidad, dureza, turbidez y partículas sólidas en suspensión.

Temperatura

5.5.1.1

La temperatura del agua depende de la absorción de la radiación solar en las capas superficiales del líquido y está asociada a la energía cinética de las moléculas de agua.

Las variaciones de la temperatura afectan a casi todas las propiedades del agua, incluyendo a:

- ❖ La solubilidad de solutos y gases en el agua, incluyendo la concentración del oxígeno;
- ❖ La cinética y el equilibrio químico de las reacciones químicas y bioquímicas;
- ❖ La tensión superficial; y
- ❖ Los procesos metabólicos en la biota acuática, incluyendo a los microorganismos.

La solubilidad del oxígeno en el agua se reduce con el incremento de la temperatura. En la **TABLA 10** se indican los valores de la concentración de saturación del oxígeno en agua a distintas temperaturas del medio. Al mismo tiempo, el aumento de la temperatura del agua determina un incremento de la tasa metabólica y, en consecuencia, del requerimiento de oxígeno de la biota acuática. Luego, si la demanda de oxígeno del sistema excede la disponibilidad de oxígeno en el medio, los organismos aeróbicos, incluyendo peces e invertebrados, resultan afectados y pueden alcanzar una condición de *hipoxia*, en que el organismo se vea privado del suministro adecuado de oxígeno.

Cada una de las especies de organismos presentes en el medio acuático presenta un

	Temperatura del agua (°C)					
	5	10	15	20	25	30
Saturación de oxígeno en agua (mg/l)	12,757	11,27	10,072	9,077	8,244	7,539

Tabla 10: Saturación de oxígeno en el agua, expresada en mg/L, a distintas temperaturas del agua dulce (salinidad: 0 ‰); modificado de Andrews (2003).

rango de temperaturas óptimas para su sobrevivencia; en consecuencia, resultará afectada cuando la temperatura del medio excede el valor máximo de ese rango. Así, por ejemplo, un aumento en la temperatura del agua puede determinar elevada mortalidad en peces que requieren ambientes fríos y alta disponibilidad de oxígeno en el medio, tal como por ejemplo los salmónidos de ambientes fríos.

Algunos pocos grados de diferencia en la temperatura del agua puede indicar una situación de contaminación térmica del cuerpo de agua, afectando el ecosistema, elevando la demanda de oxígeno por aumento de la tasa metabólica de los organismos, incrementando el crecimiento de las especies algales y plantas, y disminuyendo, al mismo tiempo, la disponibilidad de oxígeno en el medio.

Así, la emisión de un efluente a elevada temperatura en un cuerpo de agua receptor natural puede afectar drásticamente la biota acuática, generando cambios dramáticos en la densidad y tipo de poblaciones de microorganismos y organismos superiores. Los efluentes industriales procedentes de la industria alimenticia, tal como cerveceras y elaboradoras de conservas, papeleras, industrias químicas, textiles, y centrales termoelectricas deben ser estrictamente controlados en relación con su temperatura de emisión.

Finalmente, la temperatura del agua es importante en el mantenimiento de los patrones climáticos locales. Como hemos visto, el agua tiene una más elevada capacidad calorífica que el aire. En consecuencia, el aumento de la temperatura de los cuerpos de agua, aunque sea en pocos grados, puede alterar los procesos de evaporación y condensación locales, modificando la temperatura del aire de la región.

La temperatura es un indicador de la calidad de agua que debe ser medido *“in situ”*, utilizando termómetros o electrodos de temperatura con un rango apropiado para las condiciones del medio. Esta medición suele ser acompañada por la determinación simultánea de la temperatura del aire, a fin de evaluar la diferencia existente entre ambas.

Dada la variabilidad estacional y regional de la temperatura en los cuerpos de agua del país, la Subsecretaría de Recursos Hídricos aún no ha elaborado niveles guía en relación con este parámetro.

En la **TABLA 11** se resumen algunos de los niveles guía reconocidos para su aplicación en Canadá por Canadian Council of Ministers of the Environment, elaborados por Government of British Columbia, Ministry of Environment, Environmental Protection Division (2001), para los distintos usos previstos del agua en ríos y arroyos.

Es necesario observar que el criterio establecido para la protección de vida acuática es más estricto que para los otros potenciales usos del recurso, como hemos comentado antes. Además, se discrimina entre los niveles guía establecidos para cursos de agua donde la riqueza ictícola y su distribución en el ecosistema es conocida de aquellos de los que no se tiene información. En el primer caso, el nivel guía establecido considera una variación de $\pm 1^{\circ}\text{C}$ respecto del rango de temperatura para cada fase del ciclo de vida de la especie ictícola más sensible presente en el ecosistema evaluado. En el segundo caso, se considera aceptable una variación horaria que no exceda $\pm 1^{\circ}\text{C}$ respecto de la temperatura máxima media semanal para el ecosistema evaluado, y considera, dado que se trata de ambientes fríos, una temperatura máxima diaria de 19°C .

Usos del agua	Nivel guía recomendado
Vida acuática dulceacuícola; ríos y arroyos con distribución ictícola conocida	No debe ser significativamente mayor, en unidades de calor, que el valor esperado ajustado estacionalmente para el ecosistema de referencia considerado.
Vida acuática dulceacuícola; ríos y arroyos con distribución ictícola no conocida	Temperatura Máxima Diaria = 19°C La tasa de variación horaria no debería exceder de $\pm 1^{\circ}\text{C}$
Agua de bebida para ganado y vida silvestre; irrigación, abastecimiento de agua para industrias	Variación de $\pm 1^{\circ}\text{C}$ respecto del valor medio estacional máximo del ambiente natural de referencia. La tasa de variación horaria no debería exceder de $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$.
Recreación y Estética	Temperatura máxima de 30°C , tal que las características térmicas del agua usada para baño y natación no debería causar un incremento o descenso apreciable en la temperatura interna corporal de bañistas y nadadores.

Tabla 11: Niveles Guía de Calidad de Agua para temperatura dirigidos a la protección de la biota acuática, fuente de agua de bebida y recreación (Modificado de Government of British Columbia, Canadá, Ministry of Environment, Environmental Protection Division, 2001).

En el caso de que el recurso sea utilizado para irrigación, abastecimiento de bebida para ganado y vida silvestre, y uso industrial, se considera aceptable una variación de $\pm 1^\circ\text{C}$ respecto de la temperatura del ambiente natural de referencia, no afectado por la actividad humana, en la región. En el caso de las actividades recreativas, se acepta una temperatura máxima de 30°C , tal que las características térmicas del agua no causen un incremento o descenso apreciable en la temperatura interna del individuo expuesto (TABLA 10 ver en pág. 99).

La Subsecretaría de Recursos Hídricos no ha elaborado niveles guías de calidad de agua ambiente para esta variable. Resulta obvio que, si se decidiera aplicar un criterio similar en nuestro país, debería ser adecuado a las condiciones climáticas de cada una de nuestras regiones geográficas.

Color

5.5.1.2

El color del agua es el resultado de la luz reflejada por el cuerpo de agua, luego de que la luz incidente ha sido absorbida por las moléculas de agua y los materiales disueltos, coloidales y en suspensión presentes en el medio.

Así, en el agua pura, la luz es altamente absorbida por las moléculas de agua en la región roja del *espectro de radiación visible* y pobremente absorbida en la región azul. La luz azul es refractada, reflejada y reemitida, causando que el color visible del agua pura tienda al azul (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001).

El color del agua que depende de las sustancias inorgánicas y orgánicas coloidales o disueltas en ella, tales como sales metálicas, sustancias húmicas y fúlvicas, es considerado como el *color verdadero* del agua (U.S. EPA, 1986, 2003; Hongve y Akesson, 1996, Marín Galván, 2003).

Esta coloración puede ser modificada por la presencia de colorantes y otros compuestos químicos disueltos en el agua, provenientes de fuentes antropogénicas. Los compuestos orgánicos, tales como las sustancias húmicas, pueden absorber selectivamente las longitudes de onda en la región *ultravioleta (UV)* e *infrarroja (IR)* del *espectro de radiación solar*. La presencia de sustancias húmicas puede determinar la existencia de color marrón claro u oscuro en el agua. Cuando las sustancias húmicas forman quelatos de hierro es frecuente un intenso color amarillo.

El color verdadero depende también de aquellos factores, como la temperatura y el pH, que pueden afectar la solubilidad y estabilidad de los materiales disueltos en el agua. Las aguas altamente ácidas presentan un color azul-verdoso superficial, pero sus muestras, mantenidas en botellas de vidrio transparente, resultan ser muy claras.

El color verdadero del agua es medido, usualmente, por comparación con una escala colorimétrica estandarizada, siguiendo las recomendaciones del *Método 2.120 B* (APHA – AWWWA – WEF, 2005, Standard Methods for the examination of water and wastewater).

Este método comparativo, también denominado *método de Hazen*, se basa en la comparación visual de una muestra de agua natural, previamente filtrada a fin de remover las

partículas en suspensión y otros materiales, con soluciones coloreadas estandarizadas, de concentración conocida, conteniendo generalmente sales cloradas de platino y cobalto. La unidad de color, conocida como *unidad Hazen*, es definida como la debida a una solución acuosa conteniendo 1 mg/L de platino, bajo la forma de ión cloroplatinato. El color de la muestra de agua es determinado por comparación visual con la serie de soluciones coloreadas, con unidades Hazen de color conocidas.



El *color aparente* del agua depende del material suspendido en el medio, tal como restos vegetales, fito y zooplancton y sedimentos inorgánicos en suspensión (APHA – AWWA – WEF, 2005). Así, la presencia de elevadas concentraciones de fitoplancton en el medio puede determinar la presencia de distintos grados de color verde, azul-verdoso, amarillo o rojo. La presencia de un fuerte color púrpura en el agua suele deberse a la existencia de una alta densidad de *bacterias púrpuras del azufre*, organismos anaeróbicos aerotolerantes fotosintéticos.

Se denomina *zona eufótica* a la zona superior, iluminada, de los ecosistemas acuáticos, donde los organismos productores primarios pueden llevar a cabo fotosíntesis. En relación al color aparente, un relativamente pequeño incremento en la atenuación de la luz blanca que penetra en el agua, debido a la presencia de materia orgánica o partículas en suspensión, puede tener un profundo impacto en el límite inferior de la zona eufótica. Este efecto puede conducir a la reducción de la productividad primaria (Del Giorgio y Peters, 1994) y de la densidad de macrófitas sumergidas, a modificaciones en la composición de la comunidad algal y en el comportamiento de algunos invertebrados y peces en los ecosistemas dulceacuícolas (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001).

Tal como ocurre con el color verdadero, la transmisión de la luz blanca y, como resultado, el color aparente del agua exhiben considerable variación espacial, y estacional en los ecosistemas acuáticos. En consecuencia, es difícil especificar un valor guía universal, aplicable a todos los ecosistemas acuáticos, para esta variable.

La experiencia internacional muestra que resulta más efectiva la comparación con el color aparente esperado, ajustado estacionalmente, para el ecosistema en consideración. En caso de observar un descenso significativo en la transmisión de la luz visible en comparación con las condiciones naturales en los sistemas acuáticos cercanos, se debería evaluar la incidencia de actividades antropogénicas en el área, tales como construcción de rutas, deforestación, etc., potencialmente causantes de esa situación. El nivel guía para el color aparente, en consecuencia, es tal que el porcentaje de transmisión de la luz blanca por metro no debería ser significativamente menor que el valor esperado (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001).

El color aparente del agua es estimado generalmente por la capacidad del agua de transmitir la luz, medida mediante métodos recomendados para la determinación de la turbidez del agua de los que hablaremos más adelante.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos no ha elaborado aún niveles guías de calidad de agua ambiente para esta variable.

Color		Nivel guía para la protección de la vida acuática dulceacuícola, estuarial y marina
Canadian Council of Ministers of the Environment	Verdadero	No debe ser significativamente mayor, en unidades de color, que el valor esperado ajustado estacionalmente para el ecosistema de referencia considerado.
	Aparente	La transmisión media de la luz blanca por metro no deberá ser menor que el valor esperado, ajustado estacionalmente, para el ecosistema de referencia considerado.
U.S. EPA	Aparente	El incremento del color, en combinación con la turbidez, no debería reducir la profundidad del límite inferior de la zona eufótica en más del 10% respecto del valor medio establecido estacionalmente en el ecosistema considerado.

Tabla 12: Niveles Guía de Calidad de Agua para temperatura dirigidos a la protección de la biota acuática, fuente de agua de bebida y recreación (Modificado de Government of British Columbia, Canadá, Ministry of Environment, Environmental Protection Division, 2001).

En la **TABLA 12** se resumen los niveles guía de calidad de agua para la protección de la vida acuática recomendados por Canadian Council of Ministers of the Environment (2001) y U.S. EPA (1986, 2006a), actualmente vigentes en ambos países.

Conductividad

La conductividad eléctrica es una medida de la capacidad de una solución acuosa para conducir la corriente eléctrica y está relacionada con la concentración de iones en la solución, tales como los aniones cloruro, nitrato, sulfato y fosfato, y los cationes sodio, magnesio, calcio, hierro y aluminio. En consecuencia, esta variable depende directamente de la concentración de sales inorgánicas disueltas en el agua y constituye un estimador de la salinidad del medio.

Es necesario tener en cuenta que si bien la conductividad se relaciona con el número de iones presentes en el medio, no da indicación respecto de cuáles son ellos.

El agua pura presenta una conductividad muy baja ($0,055 \mu\text{S}/\text{cm}$), aunque nunca alcanza un valor de 0. Valores de conductividad superiores a las del agua pura indican la presencia de una mayor concentración de iones presentes.

Los compuestos orgánicos, tales como aceites, fenoles, alcoholes e hidratos de carbono

Los factores que determinan el grado en el cual el agua puede conducir una corriente eléctrica incluyen:

- ❖ La concentración de iones
- ❖ La movilidad de los iones presentes
- ❖ El estado de oxidación (valencia) de los iones, y
- ❖ La temperatura del agua; así, a medida que aumenta la temperatura, se incrementa la conductividad. Por esta razón, esta variable es medida a una temperatura ambiental determinada (usualmente, 25°C).

5.5.1.3

no son buenos conductores de la electricidad y, en consecuencia, tienen una baja conductividad en agua.

La conductividad en arroyos y ríos es afectada por la geología de la cuenca. Así, cuando existe un lecho de roca granítica, compuesta por materiales inertes que no se ionizan al ser lavados por el agua, se observa una baja conductividad en el medio. Por otra parte, los ríos que presentan un lecho de arcilla presentan una conductividad más elevada debido a la presencia de materiales que se ionizan cuando son lavados por el agua.

Los efluentes y residuos de origen domiciliario e industrial, emitidos en cuerpos de agua naturales, pueden generar variaciones en la conductividad del medio, dependiendo de sus componentes. Así, el vertido de efluentes domiciliarios no adecuadamente tratados, con elevada concentración de cloruros, fosfatos y nitratos, podría aumentar la conductividad del cuerpo de agua; un derrame de petróleo podría disminuirla.

Cada ecosistema acuático particular presenta un rango de conductividad relativamente constante, de manera que, una vez establecido, la información puede ser utilizada como una línea de base para determinar la existencia de variaciones significativas en los valores observados en un muestreo particular. Si esas variaciones significativas se verifican, pueden ser consideradas como una indicación de la existencia de una fuente de contaminación que afecta al cuerpo de agua.

Los efectos indirectos del exceso de iones disueltos en el agua determinan la reducción de la biodiversidad de la flora ribereña y de las macrófitas sumergidas, lo que se asocia a la modificación o eliminación de hábitat disponibles para otros organismos.

En relación con los potenciales usos del recurso, los valores de baja conductividad aseguran su aptitud para su utilización en irrigación y abastecimiento de bebida para el ganado. El uso agrícola – ganadero del recurso está limitado por la excesiva concentración de sólidos disueltos en el agua. Una elevada conductividad en el agua implica una menor disponibilidad del recurso para las plantas, que sólo pueden utilizar agua pura para sus procesos metabólicos, aún cuando el suelo esté humedecido.

La unidad básica de medición de la conductividad es el micromhos/cm ($\mu\text{mho/cm}$) o microSiemens/cm ($1 \mu\text{S/cm}$), tal que:

$$1 \mu\text{S/cm} = 1 \mu\text{mho/cm} \quad 5.1.$$

La conductividad del agua es medida mediante detectores especiales unidos a un medidor, denominado *conductímetro*, siguiendo las recomendaciones del *Método 2.510B* (APHA – AWWWA – WEF, 2005, Standard Methods for the examination of water and wastewater). Cuando se aplica un voltaje eléctrico entre dos electrodos contenidos en el detector inmerso en el agua a ser evaluada, el descenso en el voltaje causado por la resistencia del líquido para conducir la electricidad es utilizado para calcular la conductividad por centímetro. El equipo de medición convierte la información generada en el detector a microSiemens por centímetro o micromhos por centímetro, ajustando el resultado a una temperatura de 25°C. Algunos conductímetros pueden ser utilizados, además, para medir la concentración de sólidos disueltos y la salinidad del agua.

El agua destilada presenta una conductividad en el rango de 0,5 a 3,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los estudios en cuerpos de agua naturales dulceacuícolas que mantienen una fauna ictícola abundante presentan un rango de conductividad entre 150 y 1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores de conductividad que se encuentren fuera de ese rango podrían indicar que la calidad de agua no es adecuada para algunas especies de peces y macroinvertebrados (Margalef, 1998). Los efluentes de origen industrial pueden alcanzar valores de conductividad superiores a 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Esta variable es usualmente determinada *in situ*, utilizando un conductímetro de campo, para evitar alteraciones en la muestra de agua al ser trasladada al laboratorio que pudieran modificar el resultado.

En relación con la calidad de agua para su uso en irrigación y abastecimiento de agua de bebida para ganado, se considera como nivel guía recomendado un valor de conductividad no superior a 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. (U.S. EPA, 1986, 2006a, Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001).

La Subsecretaría de Recursos Hídricos no ha elaborado aún niveles guías de calidad de agua ambiente para esta variable. U.S. EPA (2006a) y Canadian Council of Ministers of the Environment (2001) no han incluido la conductividad entre los niveles guía para la protección de la vida acuática; el criterio recomendado es la determinación de variaciones significativas en los valores observados en un muestreo particular respecto del rango promedio de esta variable en el ecosistema evaluado.

Salinidad

5.5.1.4

La salinidad es una medida de la cantidad de sales disueltas en una solución acuosa y su determinación permite estimar la concentración de sólidos disueltos en el medio.

Esta variable es un importante factor limitante en la distribución de los organismos acuáticos. Dependiendo de la tolerancia que manifiestan a variaciones de la salinidad en el medio, se distinguen dos grupos de organismos:

- ❖ *Estenohalinos*, organismos que no son capaces de soportar fluctuaciones en la salinidad del medio y, en consecuencia, se encuentran limitados a las aguas marinas o a los hábitat dulceacuícolas; incluyen la mayoría de las especies exclusivamente marinas o dulceacuícolas, y

- ❖ *Eurihalinos*, organismos que pueden habitar ambientes con salinidad variable, tales como la lisa (*Mugil* sp.), la raya (*Raja platana*), que ingresa desde el océano hasta el Río de la Plata, y una especie de anchoa (*Lycengraulis simulator*), que alcanza el estuario del río de la Plata y el Paraná (Ringuelet, 1956, 1961; Fuster de Plaza, 1962).

La salinidad del agua puede incrementarse como consecuencia de la actividad antropogénica. Así, los efluentes de origen domiciliario suelen presentar una elevada concentración de cloruro de sodio, como resultado del uso de sustancias ablandadoras del agua, con el objeto de reducir su dureza por disminución de la concentración de sales de calcio y magnesio presentes. La escorrentía proveniente de los residuos de la actividad minera, dispuestos de forma inadecuada en el suelo, suelen contener una muy elevada concentración de sales minerales que alcanzan los cuerpos de agua naturales. En consecuencia,

se requiere un cuidadoso control de estas emisiones a fin de prevenir la contaminación salina de los ríos y arroyos.

Las prácticas de riego de cultivos adicionan una gran concentración de sales al suelo, la cual posteriormente alcanza, por escorrentía, a los cuerpos de agua naturales (Manahan, 2001).

En nuestro país, se ha registrado un proceso de salinización creciente en el valle inferior del río Colorado, proceso que afecta los cultivos en la provincia de Río Negro. Se ha estimado que el ingreso de las aguas provenientes de su afluente, el río Cura C6, que atraviesa áreas muy salinas de la provincia de La Pampa, determina que, al descargar en el río Colorado, se eleve la salinidad de las aguas. Hacia fines del año 2008, el Comité Interjurisdiccional del Río Colorado (COIRCO) ha aprobado un proyecto, impulsado por el Gobierno de Mendoza, que incluye la realización de obras que regulen la descarga y confinen el escurrimiento de las aguas salinas del Cura C6.

Para la determinación de la salinidad se utilizan generalmente métodos indirectos que involucran la medición de propiedades físicas, tales como conductividad y densidad. A partir de una relación *empírica* entre la salinidad y la propiedad física seleccionada, estimada para una solución estandarizada, es posible calcular el valor de salinidad de la muestra evaluada. La precisión de la medición de la propiedad física determinará la precisión de la salinidad calculada. La medición de la conductividad tiene mayor precisión, pero sólo considera en la estimación los solutos iónicos. La densidad, aunque es menos precisa, incluye en la determinación a la totalidad de la materia disuelta presente.

En los últimos años, los métodos de medición de la salinidad a partir de la conductividad y densidad han sido los más extensamente utilizados, tanto para determinaciones en el campo como en el laboratorio. Así, la salinidad es calculada a partir de la conductividad,

siguiendo las recomendaciones del *Método 2.520B*, y a partir de la densidad, de acuerdo al *Método 2.520C*, (APHA – AWWWA – WEF, 2005, Standard Methods for the examination of water and wastewater).

La salinidad es expresada como miligramos de sales presentes por volumen de líquido (mg/L) o en la unidad equivalente, *partes por millón* de sales disueltas en el agua (*ppm*). Otra unidad comúnmente utilizada es *por mil* (*‰*), esto es, la décima parte del porcentaje de sales disueltas en el agua.

La salinidad de los océanos varía entre 32 ‰ y 38 ‰ con un valor promedio de 35‰, o sus equivalentes:

$$\begin{aligned} 35 \text{ ‰} &= 3,5\% \\ &= 35.000 \text{ mg sales disueltas / L agua} \\ &= 35.000 \text{ ppm} \end{aligned}$$

5.2.

El agua potable presenta una salinidad media de 100 ppm; se aplican restricciones a su uso cuando esta variable alcanza un valor de 500 ppm. El límite de salinidad a partir del cual el agua ya no es considerada potable es de 1000 ppm. El límite de salinidad para el abastecimiento de agua para riego es de 2.000 ppm (U.S.EPA, 2006a).

El agua dulce natural presenta, generalmente, una salinidad inferior a 1000 ppm. Es considerada levemente salina, cuando la salinidad se encuentra entre 1.000 ppm y 3.000 ppm. El agua natural es considerada moderadamente salina cuando la salinidad varía entre 3.000 ppm y 10.000 ppm y altamente salina, cuando el valor de esta variable supera las 10.000 ppm (Margalef, 1983).

La salinidad de los cuerpos de agua dulceacuícolas naturales varía entre los distintos ecosistemas, aunque para cada ambiente considerado, se mantiene relativamente constante.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos no ha elaborado aún niveles guías de calidad de agua ambiente para la salinidad. U.S. EPA (2006a) y Canadian Council of Ministers of the Environment (2001) tampoco incluyen esta variable entre sus niveles guía para la protección de la vida acuática dulceacuícola; el criterio recomendado es la determinación de variaciones significativas en los valores observados en un muestreo particular respecto del rango promedio de salinidad en el ecosistema evaluado.

pH y alcalinidad

5.5.1.5

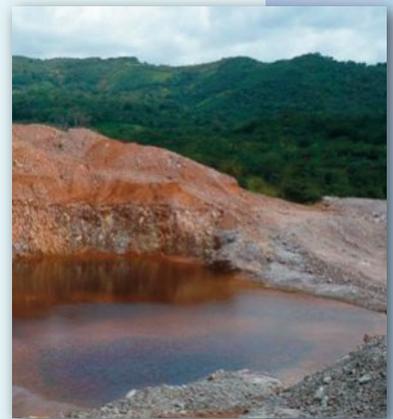
Nos referimos previamente, en el punto 4.5, a la asociación entre el pH, la acidez y la alcalinidad con la presencia y reacciones químicas del dióxido de carbono. Mencionamos los efectos de estos parámetros sobre las condiciones del medio y la biota acuática.

A una dada temperatura, el pH indica la intensidad del carácter ácido o básico de una solución acuosa. Esta variable expresa la concentración del ión hidrógeno (H^+) en el agua. La escala de medición es logarítmica, por lo cual una unidad de variación en el pH implica un efecto diez veces superior o inferior sobre la acidez o la alcalinidad del medio.

Las variaciones de pH en los cuerpos de agua naturales afectan la solubilidad y biodisponibilidad de otras sustancias presentes en el medio. Los efluentes y residuos no adecuadamente tratados y la escorrentía proveniente de áreas urbanas o sometidas a la explotación agrícola e industrial pueden contener metales, amonio u otros compuestos químicos, cuya toxicidad sobre la biota expuesta es afectada por las variaciones del pH en el medio.

La mayoría de los ríos y arroyos no sometidos a contaminación muestran valores de pH comprendidos en el rango de 5 a 8, dependiendo de las características geológicas de la zona, de las precipitaciones y de las aguas procedentes de otras fuentes naturales.

La precipitación suele tener un carácter levemente ácido (pH: 5,6 - 6,0) debido a que el agua de lluvia reacciona con el dióxido de carbono de la atmósfera para formar ácido carbónico. La contaminación del aire, debida a las emisiones de hidrocarburos y otros compuestos, determina que el pH de la precipitación pueda ser aún menor. La precipitación ácida, conocida como *lluvia ácida*, es definida por presentar un pH inferior a 5,6. Puede afectar los cuerpos de agua naturales, disminuyendo los valores de pH del medio, y, por consiguiente, la sobrevivencia y reproducción de la biota acuática y ribereña.



La determinación del pH en las aguas naturales se lleva a cabo utilizando un detector y medidor electrométrico, denominado *pHmetro* (pronunciar, peachímetro), siguiendo las recomendaciones del *Método 4.500- $H^+ B$* (APHA – AWWA – WEF, 2005). Esta metodología

se basa en una medición de la diferencia de voltajes generada entre un electrodo estandarizado de hidrógeno y un electrodo de referencia.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos no ha elaborado aún niveles guías de calidad de agua ambiente para este parámetro.

U. S. EPA (2006a) y Canadian Council of Ministers of the Environment (2001) establecen como nivel guía para la protección de la vida acuática dulceacuícola un rango de pH entre 6,5 y 9. U.S. EPA (2006a) establece como nivel guía, en cuerpos de agua naturales utilizados con fines recreacionales y abastecimiento de agua de bebida, un rango de pH entre 5 y 9.

De acuerdo a lo indicado en el punto 4.5, la alcalinidad es la suma total de los componentes en el agua que tienden a elevar el pH a valores superiores a 4,5. Es, en consecuencia, una medida de la capacidad de amortiguación, o capacidad buffer, del agua. La presencia de fosfatos, hidróxidos, carbonatos, bicarbonatos, boratos y silicatos, entre otras formas químicas, aumentan la alcalinidad de las aguas.

Al igual que el pH, sus variaciones afectan la toxicidad de algunos compuestos químicos presentes en el medio y la sobrevivencia de los organismos acuáticos. En los cuerpos de agua utilizados para abastecimiento de agua para riego, el incremento de la alcalinidad determina un aumento en la proporción relativa de sodio en el suelo, alterando sus propiedades físico-químicas y su aptitud para la agricultura.

La alcalinidad es determinada mediante *titulación* de la muestra de agua a evaluar con un ácido a pH de 4,5, de acuerdo a las recomendaciones del *Método 2.320 B* (APHA – AWWWA – WEF, 2005). Esta variable es expresada en miligramos de carbonato de calcio por litro de agua (mg CaCO₃/L).

La Subsecretaría de Recursos Hídricos no ha elaborado aún niveles guías de calidad de agua ambiente para la alcalinidad.

U. S. EPA (2006a) establece como nivel guía para la protección de la vida acuática dulceacuícola una alcalinidad mínima de 20 mg/L. En Canadá, este parámetro no se encuentra incluido entre los niveles guía para cuerpos de agua naturales.

Turbidez y concentración de sólidos totales en suspensión

5.5.1.6

La turbidez es una medida de la falta de claridad o transparencia del agua causada por material de origen abiótico y biótico suspendido o disuelto en el medio. Cuanto mayor sea la concentración de este material en el agua, mayor será la turbidez y menor la transparencia.

La turbidez es, entonces, una expresión de las propiedades físicas de las sustancias suspendidas y disueltas tal que, cuando la luz pasa a través de la muestra de agua, determinan que ésta sea dispersada y absorbida, más que transmitida en línea recta, a través del medio.

El tipo y la concentración del material suspendido y disuelto afectan, entonces, los niveles de turbidez y transparencia del agua.

La expresión “*sólidos totales en suspensión (STS)*”, habitualmente utilizada para referirse al material suspendido en el agua, describe a la materia particulada orgánica e inorgánica presente en el medio. Un sinónimo habitualmente usado para referirse a este material es la expresión “*sedimentos totales en suspensión*”.

Los sólidos en suspensión incluyen limo, arcilla, pequeñas partículas de materia orgánica e inorgánica, compuestos orgánicos solubles, plancton, y otros organismos microscópicos, y constituyen el material suspendido no filtrable presente en una muestra de agua. Se considera que este material no puede atravesar un filtro de fibra de vidrio con un diámetro de poro de 0,45 µm. Estas partículas no disueltas presentan un diámetro variable entre, aproximadamente, 10 nm y 0,1 mm (APHA – AWWA – WEF, 2005).

La relación entre la turbidez y los sólidos totales en suspensión es específica para cada ecosistema acuático considerado, ya que la primera es afectada por factores como la concentración, tamaño, forma e índice de refracción de los sedimentos en suspensión y el color del agua. Además, esta relación varía estacionalmente y a lo largo del cauce del río. Del mismo modo, la concentración y el tipo de sólidos en suspensión es altamente variable entre distintos cuerpos de agua de la misma región y entre distintas zonas, estaciones del año, y aún diariamente, a lo largo del mismo río (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002).

Los sólidos en suspensión presentes en el agua son resultado, generalmente, de la erosión natural de las formaciones geológicas del lecho y la ribera del río. La tasa de erosión depende del clima, las características geológicas, la pendiente, el tipo de suelo y la cubierta vegetal ribereña. Los sedimentos pueden depositarse en el lecho del río y la ribera hasta que las variaciones en la velocidad de la corriente y el caudal los movilicen. Además, el movimiento de los materiales en suspensión en la corriente genera procesos de abrasión, que liberan nuevos materiales en suspensión.

Otros factores que afectan la variabilidad de la concentración de sólidos en suspensión en el agua son la presencia de barreras de grava o desechos en el lecho del río, que actúan como zonas de almacenamiento de sedimentos durante los períodos de caudal reducido. Este material es liberado y resuspendido en el agua cuando el caudal aumenta.

Los microorganismos constituyen un componente particular de los sólidos en suspensión que determinan la turbidez del agua. Así, los organismos microscópicos se acumulan en grandes cantidades haciendo que las aguas se vuelvan turbias, como ocurre, por ejemplo, en las frecuentes floraciones de cianobacterias y algas durante el verano.

La turbidez interfiere, además, con el uso recreacional y estético del cuerpo de agua.

La deposición de los sólidos en suspensión en el lecho de los ríos y arroyos afecta a los organismos acuáticos, ya que modifica la composición y estabilidad de los sedimentos. Estas alteraciones en el ambiente físico pueden generar una disminución de la tasa de

Las actividades humanas, tales como la deforestación, construcción de rutas y puentes, urbanización, dragado, extracción de grava desde el lecho del río, descarga de efluentes industriales y explotación minera, pueden causar variaciones marcadas en la concentración y el tipo de sólidos en suspensión presentes en el medio (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002)

sobrevivencia de huevos y *alevinos* de peces, y una reducción de la diversidad y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados *bentónicos* y *perifiton*.

Los efectos de los sólidos en suspensión sobre las algas están asociados a la reducción de la producción primaria, por inhibición de la fotosíntesis, debido a la disminución de la penetración de la luz.

La elevada concentración de sólidos en suspensión en el agua afecta en forma directa e indirecta a la comunidad ictícola y a las poblaciones de organismos de los cuales ésta se alimenta. Entre los efectos directos se cuentan:

- ❖ Alteraciones histológicas y abrasión de las branquias
- ❖ Alteraciones fisiológicas, tales como reducción en el crecimiento y variaciones en la química de la sangre
- ❖ Alteración en el comportamiento, movimientos natatorios y migraciones
- ❖ Reducción en la resistencia a enfermedades
- ❖ Modificaciones en el hábitat de los peces adultos y de las zonas de desove
- ❖ Generación de restricciones físicas que impiden el adecuado desarrollo de huevos y alevinos; y
- ❖ Reducción en la tasa de alimentación, por disminución de la disponibilidad de alimento y alteraciones en el comportamiento alimentario.

Las poblaciones de invertebrados dependen de la condición y abundancia de los productores primarios, de los cuales se alimentan. Su densidad y composición será afectada por la concentración de sólidos en suspensión. Los efectos directos de los sólidos en suspensión sobre los invertebrados acuáticos incluyen:

- ❖ Alteraciones en el hábitat debidas a la erosión del lecho del río y desalojo de las poblaciones de invertebrados
- ❖ Cubrimiento de las comunidades bénticas por deposición excesiva de sedimentos
- ❖ Obstrucción de los intersticios entre la grava, guijarros y cantos rodados del fondo del lecho del río, afectando el microhábitat de los invertebrados, y
- ❖ Abrasión de las superficies respiratorias e interferencia con la captura del alimento en los invertebrados filtradores.

des mediante una soga graduada, mientras el observador registra, desde la superficie, la profundidad a la cual los cuadrantes blancos y negros ya no son visibles (FIGURAS 35 y 36). El punto de desaparición de los cuadrantes indica el límite de visibilidad. Luego, el disco es elevado lentamente, hasta que nuevamente se hace visible. El promedio entre las dos profundidades registradas es considerado como la profundidad de transparencia o *profundidad del disco de Secchi*, inversamente relacionada con la turbidez de las aguas.

La turbidez es determinada por *nefelometría*, siguiendo las recomendaciones del *Método 2.130 B* (APHA – AWWWA – WEF, 2005). Se utiliza un instrumento, denominado *nefelómetro*, que transmite un rayo de luz dentro de la muestra de agua y mide, mediante un sensor fotoeléctrico, la cantidad de luz dispersada en un ángulo de 90° respecto de la luz incidente, como resultado de la presencia de partículas suspendidas en el medio. Los nefelómetros pueden ser utilizados para llevar a cabo mediciones en el campo, en el laboratorio o para realizar mediciones continuas, cuyos resultados son registrados en bases de datos computarizadas.

Este parámetro, así determinado, es expresado en *unidades de turbidez nefelométricas (NTU)*. Las aguas de los ríos y arroyos presentan niveles de turbidez altamente variables, con un rango entre 1 y 1.000 NTU (Margalef, 1983).

Para realizar evaluaciones de la transparencia de las aguas y, por consiguiente, de su turbidez, es posible aplicar una metodología más sencilla y de menor costo. Se emplea un *disco de Secchi*, creado en 1865 por Pietro Secchi y utilizado habitualmente desde entonces. Este instrumento consta de una placa metálica circular de 20 cm de diámetro, dividida en cuatro cuadrantes pintados alternadamente de color blanco y negro (FIGURA 34). El disco de Secchi es sumergido lentamente y suspendido a distintas profundida-

La utilización del disco de Secchi presenta la ventaja de integrar la turbidez con la profundidad en una única y rápida medición. Provee una indicación grosera de la profundidad de la zona eufótica.

La concentración de sólidos totales en suspensión es determinada siguiendo las recomendaciones de del *Método 2.540D* (APHA – AWWWA – WEF, 2005).

La expresión “*sólidos totales*” es aplicada al residuo que permanece en un recipiente después de la evaporación de la muestra y su subsiguiente secado en una estufa a una temperatura definida. La muestra de agua natural es filtrada, utilizando un filtro de fibra de vidrio con un diámetro de poro de 0,45 μm , de peso conocido. El filtro y el material retenido en él son secados en estufa a una temperatura de 103°C a 105°C, hasta registrar un peso constante. Los “*sólidos totales en suspensión*” están representados por la porción de la muestra de agua retenida en el filtro, y los “*sólidos totales disueltos*”, por la porción de la muestra de agua que pasa a través del filtro.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación no ha elaborado aún niveles guías de calidad de agua ambiente para turbidez y concentración de sólidos en suspensión.

U. S. EPA (2006a) establece como criterio para la protección de la vida acuática dulceacuícola que la profundidad de la penetración de la luz, medida con disco de Secchi, no debería reducirse en más de un 10% respecto del promedio estacionalmente establecido para el ecosistema particular evaluado. La concentración de sólidos en suspensión no debería incrementarse por encima del 10% respecto del promedio estacionalmente establecido para el ecosistema evaluado.

En relación con los cuerpos de agua destinados a la recreación, el criterio establecido indica que el agua debería ser lo suficientemente clara como para que el disco de Secchi resulte visible a una profundidad mínima de 1,2 m. En las zonas destinadas a la práctica y aprendizaje de la natación, la claridad debería ser tal que el disco de Secchi resulte visible aún cuando alcance el lecho del río u arroyo. (National Technical Advisory Comité, 1968; National Academy of Sciences, 1973).

En Canadá, se han establecido criterios más complejos para la protección de la vida acuática en relación a la concentración de sólidos en suspensión y turbidez.

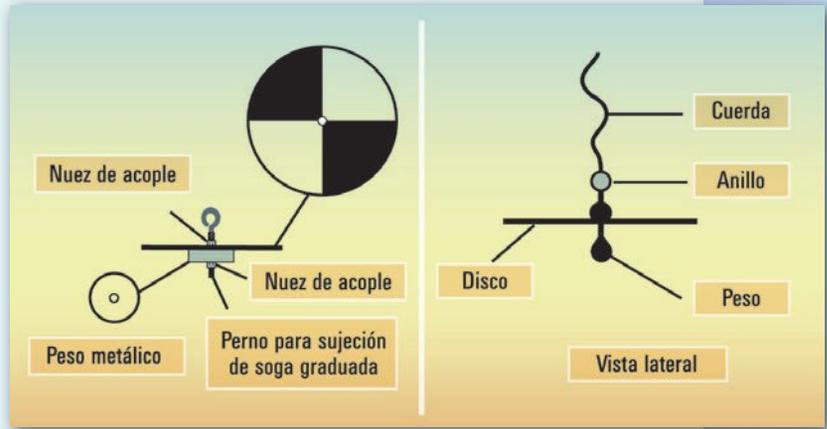


Figura 34: Disco de Secchi y sus componentes.



Figura 35: Disco de Secchi sumergido.

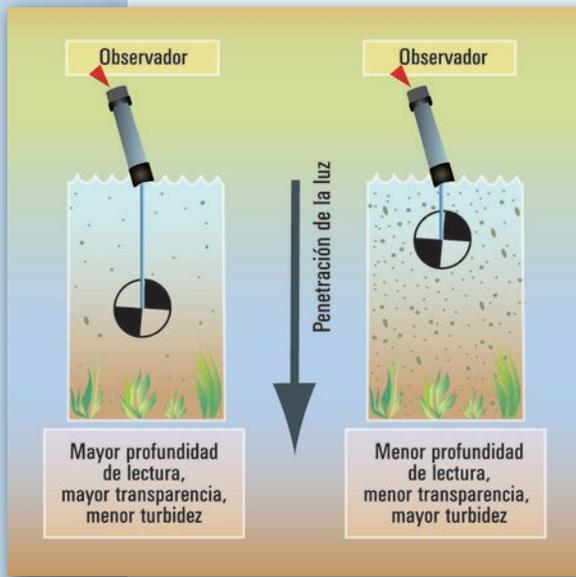


Figura 36: Medición de la transparencia del agua mediante disco de Secchi.

Así, se considera el establecimiento de niveles de base para cada ecosistema particular, medidos en la época del año en la que se verifiquen aguas más claras. Los períodos en que se registre una elevada velocidad de corriente y mayor turbidez deben ser excluidos para el monitoreo de las condiciones promedio de transparencia de agua en el cuerpo de agua particular evaluado. Los períodos de aguas claras y turbias deben ser definidos sobre la base de la concentración de sólidos en suspensión, monitoreados a lo largo del año, para cada sitio en particular.

Para los ríos y arroyos de aguas límpidas, los niveles guía de calidad de agua para estos parámetros incluyen la consideración del potencial tiempo de exposición de la vida acuática a una situación de mayor turbidez, en relación a la establecida como nivel de base para el sitio considerado. Así, para esos ecosistemas, se evalúan dos situaciones posibles, a saber:

- ❖ Potencial exposición de la biota acuática durante un corto tiempo, no superior a 24 horas, y
- ❖ Potencial exposición de la biota acuática durante un tiempo prolongado, de alrededor de 30 días.

El nivel guía para la protección de la vida acuática, en el caso de cuerpos de agua límpida y potencial exposición durante un corto período de tiempo, establece que la variación de la turbidez no debería exceder, en ningún momento, un valor de 8 NTUs por encima del valor promedio, ajustado estacionalmente, para el ecosistema considerado. Para la misma situación, la variación de la concentración de sólidos en suspensión en el agua no debería exceder un valor de 25 mg/L respecto del nivel de base establecido.

En Canadá, se han establecido niveles guía de calidad de agua para la protección de la vida acuática diferentes para los ríos y arroyos de aguas límpidas y para aquellos de elevada velocidad de corriente y alta turbidez. En todos los casos, se evalúa la turbidez, mediante el método nefelométrico, y la concentración de sólidos en suspensión.

En el caso de que se prevea una exposición prolongada, la variación de la turbidez no debería exceder, en ningún momento, un valor de 2 NTUs por encima del nivel promedio, ajustado estacionalmente, para el sitio evaluado. La concentración de sólidos en suspensión no debería incrementarse más de 5 mg/L respecto del nivel de base establecido para cada ecosistema particular.

En los cuerpos de agua turbia o elevada velocidad de corriente, con turbidez y concentración de sólidos en suspensión promedio comprendidas en el rango de 8 a 80 NTUs y 25 a 250 mg/L, la variación de ambos parámetros no debería exceder, en ningún momento, un valor de 8 NTUs y 25 mg/L, respectivamente, por encima de los niveles establecidos para ese ecosistema individual. Si la turbidez y la concentración de sólidos en suspensión promedio del cuerpo de agua son superiores a 80 NTUs y 250 mg/L, respectivamente, estos parámetros no deberían incrementarse, en

ningún momento, por encima del 10% del nivel de base establecido para el ecosistema (CCREM, 1987; Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001).

Se han establecido, además, niveles guía de calidad de agua para recreación para los parámetros de transparencia y turbidez (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1998). Así, el agua debería ser suficientemente clara tal que el disco de Secchi resulte visible a una profundidad mínima de 1,2 m. Para la turbidez, se sugiere un límite de 50 NTUs.

Dureza

5.5.1.7

La dureza en el agua dulce es definida como la concentración de cationes metálicos multivalentes y depende, principalmente, de la presencia de sales de calcio y magnesio. La presencia de otros constituyentes, tales como sales de hierro, manganeso y aluminio puede contribuir en menor grado a explicar la dureza del agua.

La dureza es expresada, generalmente, como la concentración equivalente de carbonato de calcio (CaCO_3), en mg de esta sal por litro ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$). Esta variable es utilizada como un indicador del tipo de agua y de su capacidad buffer.

El concepto de dureza ha surgido a partir del suministro de agua para uso domiciliario e industrial. Este parámetro se asocia a la capacidad del agua para reaccionar con jabones y detergentes y generar la formación de espumas. Es considerado un indicador de la potencial formación de depósitos calcáreos e incrustaciones en las cañerías y otras instalaciones.

Las aguas suelen ser clasificadas, de acuerdo a su grado de dureza, en blandas, levemente duras, moderadamente duras, duras y muy duras (TABLA 13).

La presencia de rocas sedimentarias en el lecho y los procesos de infiltración y esorrentía a partir de los suelos ribereños determinan la dureza del agua. En general, las aguas con alto grado de dureza se originan en áreas con gruesa cubierta de humus y formaciones geológicas de piedra caliza (Manahan, 2001).

Los efluentes generados por la industria química inorgánica y por las instalaciones mineras en operación o abandonadas contribuyen a aumentar la dureza de las aguas de los ríos y arroyos receptores.

El efecto de la dureza de las aguas sobre la biota acuática parece estar relacionado con los iones presentes, más que al grado de dureza por sí mismo.

Se ha observado que el incremento de la dureza de las aguas naturales afecta la toxicidad

Dureza ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	Condición
0 - 18	Blanda
18 - 60	Levemente dura
60 - 120	Moderadamente dura
120 - 180	Dura
> 180	Muy dura

Tabla 13: Clasificación del agua de acuerdo a su dureza (Modificado de U.S. EPA, 1986).

de metales pesados sobre los organismos acuáticos. A mayor grado de dureza del agua, la toxicidad del cobre, uranio y otros metales disminuye, debido, entre otros factores, a la formación de complejos carbonato – metal. Así, un 50% de incremento en la dureza del agua determina un 92% de reducción en la toxicidad del uranio sobre organismos planc-tónicos (Riethmuller y colaboradores, 2001).

Por otra parte, la dureza del agua no afecta a la salud humana. De hecho, se ha establecido que el agua de bebida dura, generalmente, contribuye con una pequeña cantidad a la dieta humana, en cuanto a los requerimientos de calcio y magnesio (U.S.EPA, 1986).

Las aguas duras pueden generar depósitos calcáreos en los utensilios de cocina y determinar un mayor requerimiento de jabones y detergentes para la limpieza. En consecuencia, el incremento de este parámetro puede causar inconvenientes para la población humana que recibe el suministro de agua. Sin embargo, la aceptación pública de la dureza varía entre las distintas regiones y, en algunas áreas, se han tolerado niveles de dureza superiores a 200 mg CaCO₃/L (Health Canada, 1995).

La dureza es determinada mediante reacción de los iones metálicos polivalentes, calcio y magnesio, con un agente quelante, el *ácido etilén-diamín-tetraacético (EDTA)*, de acuerdo a las recomendaciones del *Método 2.340 C* (APHA – AWWWA – WEF, 2005). Así, conociendo la concentración de EDTA requerida para formar complejos con todos los iones polivalentes presentes, es posible determinar la concentración de estos iones en el medio y, por consiguiente, la dureza, expresada en mg CaCO₃/L.

Al igual que U.S. EPA (2006a) y Canadian Council of Ministers of the Environment (2001), la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación no ha considerado la inclusión de este parámetro en los niveles guías de calidad de agua ambiente para la protección de la vida acuática.

El grado de dureza aceptable para el agua de bebida es sumamente variable; de allí, que U.S. EPA (1986) y Health Canada (2008) no establecen niveles guía estrictos aplicables. Así, estiman que, generalmente, niveles de dureza entre 80 y 100 mg CaCO₃/L son aceptables para la población humana, aunque son toleradas concentraciones superiores a 200 mg CaCO₃/L. Valores de dureza superiores a 500 mg CaCO₃/L son normalmente considerados inaceptables para el uso del recurso como agua de bebida para la población humana.

Constituyentes químicos inorgánicos

5.5.2

Consideraremos la evaluación de las sustancias químicas inorgánicas potencialmente presentes en los cuerpos de agua naturales. Así, incluiremos algunos de los compuestos inorgánicos no metálicos y metálicos más significativos, en relación a la protección de los cuerpos de agua naturales. Entre los primeros, nos referiremos al oxígeno disuelto, incluyendo los parámetros asociados a la determinación de la demanda de oxígeno en el medio, y a los iones cloruros, amonio, nitritos, nitratos y fosfatos. Entre los segundos, centraremos la atención en la presencia de metales y metaloides, tales como cobre, plomo, zinc, cadmio, etc., en el medio.

Oxígeno disuelto, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO)

5.5.2.1

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros fundamentales asociados a la calidad de las aguas naturales. Como discutimos en los puntos 4.3 y 4.7, es esencial para el metabolismo de los organismos acuáticos aeróbicos e influye sobre las reacciones químicas que tienen lugar en el ecosistema.

Las principales fuentes de oxígeno disuelto en el agua son la atmósfera y los procesos fotosintéticos llevados a cabo por los productores primarios. En consecuencia, la concentración de oxígeno disuelto en el agua dependerá del balance entre el ingreso a través de la atmósfera y la fotosíntesis y el consumo de oxígeno debido al metabolismo aeróbico. En la interfase aire – agua en ríos y arroyos, se alcanza rápidamente la concentración de saturación de oxígeno; el oxígeno es distribuido a través de toda la columna de agua mediante los movimientos del agua.

En los ecosistemas dulceacuícolas profundos y de gran extensión, la concentración de oxígeno en el agua y su distribución en la columna de agua dependerá de los vientos, las corrientes y el movimiento del agua saturada de oxígeno desde la superficie hacia las zonas más profundas. En los cuerpos de agua de menor profundidad, se produce una importante pérdida de oxígeno debida a la actividad biológica de los microorganismos en la interfase sedimento – agua, donde se concentra la materia orgánica a ser degradada.

Las actividades antropogénicas, tales como deforestación, agricultura, emisión de efluentes industriales y domiciliarios, etc., tienden a disminuir la concentración de oxígeno disuelto en el medio debido a la degradación del material orgánico generado por esas fuentes por parte de la biota acuática.

En consecuencia, la evaluación de una situación de disminución de la concentración de oxígeno disuelto en el medio debe ser establecida para cada caso y sitio particular. Por otra parte, la valoración de la extensión, duración y magnitud de este tipo de eventos debe ser una función de la frecuencia espacial y temporal del muestreo realizado. Así, en el caso de que se observe, por primera vez en el sitio, una baja concentración de oxígeno disuelto a partir de datos obtenidos durante un proceso de monitoreo continuo del cuerpo de agua, resulta posible asignar al suceso una significación menor que si surgiera de un muestreo realizado con una periodicidad mensual. En este último caso, es probable

En el caso en que se observe una situación puntual de disminución de la concentración de oxígeno disuelto en el agua del río respecto de los valores recomendados para la protección de la vida acuática, un aspecto importante a considerar es la importancia y significación ecológica que se le asigne al evento. El significado ecológico de un suceso de este tipo dependerá de cinco factores, a saber:

- ❖ La duración del evento
- ❖ La magnitud de la depresión de la concentración de oxígeno disuelto en el medio
- ❖ La frecuencia de recurrencia de este tipo de sucesos en el ecosistema particular evaluado
- ❖ La extensión del área del cuerpo de agua que presenta una baja concentración de oxígeno disuelto; y
- ❖ Las características hidrológicas y físico – químicas y las condiciones de la biota acuática del sitio donde esa situación se produce (U.S.EPA, 1986, 2006a).

suponer que el suceso sea más extendido en el tiempo y en el espacio que lo indicado por la muestra.

La concentración de oxígeno disuelto en el agua puede ser determinado mediante dos procedimientos diferentes, a saber:

- ❖ Iodométrico modificado con azida de sodio, también denominado *método de Winkler*, de acuerdo a las recomendaciones de los *Métodos 4.500 B y 4500 C* (APHA – AWWWA – WEF, 2005), y

- ❖ Electrométrico, utilizando electrodos de membrana, de acuerdo al *Método 4.500 G* (APHA – AWWWA – WEF, 2005).

El *método de Winkler* es un procedimiento de titulación basado en la propiedad oxidante del oxígeno disuelto. Así, el oxígeno disuelto contenido en una muestra de agua, mantenida en un recipiente adecuado, es fijado mediante la adición de de una serie de reactivos formando un compuesto ácido. Este compuesto es, luego, titulado con un reactivo que neutraliza la solución, determinando un cambio de color en la misma. La concentración del reactivo neutralizante que genera el cambio de color es equivalente a la concentración de oxígeno disuelto en la muestra. Este análisis es realizado en el campo, *in situ*, de manera que la muestra de agua no resulte alterada.

El método electrométrico está basado en la tasa de difusión del oxígeno molecular desde la muestra de agua a través de la membrana del electrodo. La concentración de oxígeno disuelto puede ser determinada, así, *in situ*, utilizando un equipo portátil.

La elección de una u otra metodología depende de la disponibilidad de equipamiento, la precisión deseada y la experiencia del personal que realiza la tarea.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación no ha incluido este parámetro en los niveles guías de calidad de agua ambiente para la protección de la vida acuática.

U.S.EPA (2006a) y Canadian Council of Ministers of the Environment (2007) establecen criterios diferentes en el caso de ambientes dulceacuícolas correspondientes a climas cálidos y fríos (TABLA 14). Estos niveles guía se basan en la estimación de la concentración umbral de oxígeno disuelto por debajo de la cual se esperan efectos adversos sobre la comunidad ictícola autóctona. Los criterios establecidos para ecosistemas dulceacuícolas fríos se han diseñado para ser aplicados en ambientes donde habitan poblaciones de una o más especies de *salmónidos*, peces de gran interés comercial y recreativo. Estos organismos presentan una mayor sensibilidad, respecto de las especies de aguas cálidas, frente al contenido de oxígeno disuelto de las aguas en las que habitan y se reproducen. Los niveles guía elaborados para ambientes dulceacuícolas de aguas cálidas

Ecosistema dulceacuícola	Valor guía (mg/L) ¹ (U.S.EPA, 2006a)	Valor guía (mg/L) ¹ (CCREM, 2007)
Aguas Cálidas	4,0 ² – 5,5 ²	5,5 – 6,0
Aguas Frías	5,0 ² – 9,5 ²	6,5 – 9,5

Tabla 14: Niveles guía recomendados para la concentración de oxígeno disuelto dirigidos a la protección de la biota dulceacuícola (Modificado de U.S.EPA, 2006a, y el CCME, 2007).

1 Menor concentración de oxígeno disuelto aceptable. - 2 Concentración media diaria, sobre la base de evaluación durante 7 días, con frecuencia diaria.

tienden a proteger los primeros estadios de vida de las poblaciones ictícolas, más sensibles que los individuos adultos a la escasez de oxígeno disuelto en el medio

Un aspecto clave a considerar en relación a la calidad de agua y a la capacidad asimilativa del río es la evaluación de la demanda de oxígeno disuelto en el medio, requerida para la degradación biológica y química de las sustancias químicas presentes. Se han desarrollado procedimientos específicos empíricos a fin de establecer los valores de la *Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)* y la *Demanda Química de Oxígeno (DQO)* en las aguas naturales.

Las *Demanda Bioquímica de Oxígeno* y *Demanda Química de Oxígeno* son estimadores cuantitativos de la presencia de materia orgánica en el medio, más que determinaciones de una propiedad física o de la concentración de una sustancia química particular.

La *Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)* es un procedimiento químico estandarizado, a través de la incubación durante un determinado período de tiempo, de la comunidad microbiana presente en la muestra de agua evaluada, a fin de determinar la cantidad de oxígeno requerido para oxidar biológicamente la materia orgánica existente en el medio. La incubación se realiza durante 5 ó 20 días, a una temperatura controlada. En nuestro análisis, haremos referencia únicamente a la Demanda Bioquímica de Oxígeno resultante de cinco días de incubación. Este tiempo de incubación es indicado mediante el subíndice del término (*DBO₅*).

La DBO₅ estima, a lo largo de los cinco días de incubación, entre el 60 % y el 80% de la demanda bioquímica de oxígeno total del sistema, por cuanto el tiempo de incubación no resulta suficiente para degradar biológicamente la totalidad de la materia orgánica presente. El 99% de biodegradación es alcanzado entre los 20 ó 30 días de incubación. Sin embargo, dada su mayor practicidad y el menor tiempo requerido para la obtención de resultados, la DBO₅ es la determinación más ampliamente utilizada para la estimación de la materia orgánica en aguas naturales y efluentes.

Por otra parte, la degradación biológica de la materia orgánica no es el único proceso, mediado por organismos vivos, que requiere el consumo de oxígeno del medio. La Demanda Bioquímica de Oxígeno permite estimar, además, la cantidad de oxígeno requerida para los procesos de nitrificación generados por las bacterias nitrificantes presentes en el ecosistema (*Punto 4.7.3.*).

La *Demanda Química de Oxígeno (DQO)* es un procedimiento químico que permite la medición de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación química de la materia orgánica presente en una muestra líquida. Es utilizada como un parámetro indicador de la cantidad de materia orgánica presente en el medio, ya sea ésta biodegradable o no. Más adelante discutiremos la metodología empleada para su determinación.

El procedimiento estandarizado de determinación de la DBO₅ permite distinguir entre ambos procesos. Así, es posible referirse a la demanda de oxígeno requerida por la degradación microbiológica de la materia orgánica con el término Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (CDBO₅). El consumo de oxígeno requerido por los procesos de nitrificación, incluyendo la conversión del nitrógeno orgánico a amonio y la posterior oxidación del amonio a nitritos y nitratos, es estimado mediante la Demanda Bioquímica de Oxígeno Nitrogenácea (NDBO₅). La nitrificación, en las condiciones en que se realiza la incubación, se inicia alrededor del quinto día posterior al inicio del ensayo, por lo que su requerimiento de oxígeno resulta incluido en el resultado total de la DBO₅. La aplicación de sustancias químicas inhibitoras de la actividad de las bacterias nitrificantes permite discriminar entre ambos procesos, como veremos más adelante. En la **FIGURA 37** se esquematiza la relación existente entre las variables mencionadas.

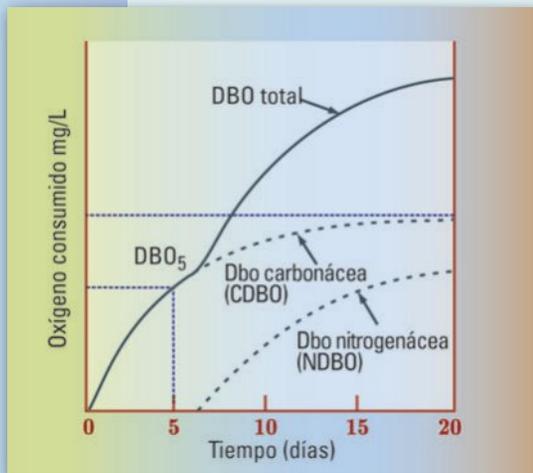


Figura 37: Esquema de la relación entre la Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (CDBO), Demanda Bioquímica de Oxígeno Nitrogenácea (NDBO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno determinada a los cinco días de incubación (DBO_5) en una muestra de agua. Obsérvese que la actividad de nitrificación se inicia entre los cinco y ocho días posteriores al inicio de la incubación (Modificado de Tchobanoglous y colaboradores, 2003).

Estimar el consumo de oxígeno resultante de la actividad degradadora de la comunidad microbiológica presente en la muestra. A fin de discriminar el valor correspondiente a la *Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea* ($CDBO_5$), se adiciona una sustancia inhibidora de la actividad nitrificante a una muestra de agua similar, repitiendo el procedimiento. La DBO_5 y la $CDBO_5$ son medidas directamente; la $NDBO_5$ es estimada por sustracción entre la DBO_5 y la $CDBO_5$.

La *Demanda Química de Oxígeno* (DQO) es estimada siguiendo las recomendaciones del *Método 5.220 C* (APHA – AWWA – WEF, 2005). Se determina la cantidad de oxígeno consumido en la muestra de agua como resultado de la oxidación completa de la materia orgánica en presencia de un agente oxidante fuerte, generalmente dicromato de potasio ($Cr_2O_7 K_2$), en condiciones ácidas del medio. A consecuencia de la oxidación producida, el dicromato de potasio es reducido, formándose Cr^{3+} . Una vez que la oxidación se ha completado, se determina la cantidad de Cr^{3+} generado, la cual es utilizada como una medida indirecta del contenido en materia orgánica de la muestra de agua. La oxidación de la materia orgánica mediante este método varía entre el 95 % y 100% del valor teórico, establecido sobre la base de la caracterización cuali y cuantitativa de la materia orgánica existente. Los resultados son expresados en mg de oxígeno consumido por L de agua ($mg O_2/L$).

Es necesario enfatizar que no existe una correlación generalizada entre la $CDBO_5$, la $NDBO_5$ y la DBO_5 , ni entre la DBO_5 y la DQO . Es posible establecer relaciones entre estas variables para un efluente específico en un cuerpo de agua particular, pero no son aplicables a cualquier efluente ni curso de agua. El conocimiento de la relación entre la DBO_5 y la DQO para un área particular de un ecosistema dulceacuático permite estimar la porción biodegradable de la materia orgánica presente y, en consecuencia, contribuir a determinar la capacidad asimilativa del río.

Tanto la DBO_5 como la DQO son particularmente útiles para la evaluación de los efectos potenciales de los efluentes y residuos emitidos al río, ya que son indicadores de la carga orgánica liberada al río. En consecuencia, estas determinaciones son incluidas en la normativa que regula estas emisiones en los cuerpos de agua. Del mismo modo, estos parámetros permiten estimar la eficiencia en la remoción de la carga orgánica del desecho como resultado de la aplicación de un proceso particular de tratamiento de residuos y efluentes.

La *Demanda Bioquímica de Oxígeno* es determinada siguiendo las recomendaciones del *Método 5.210B* (APHA – AWWA – WEF, 2005); los resultados son expresados en mg de oxígeno consumido por L de agua ($mg O_2/L$), al cabo de 5 días de incubación. Mediante alguna de las metodologías usuales, se determina la concentración de oxígeno disuelto de una muestra de agua, mantenida en un recipiente adecuado a temperatura constante, antes y después del período de incubación. La diferencia entre ambas mediciones permite es-

Los ríos prístinos suelen presentar valores de DBO_5 variables, generalmente inferiores a 3 mg/L, mientras que los moderadamente perturbados presentan valores variables entre 2 y 8 mg/L. Los efluentes de origen domiciliario adecuadamente tratados pueden presentar valores de DBO_5 cercanos a 20 mg/L; aquéllos emitidos sin tratamiento previo pueden presentar valores superiores a 600 mg/L. Los efluentes industriales no tratados pueden presentar valores de DBO_5 que superan ampliamente a los indicados, en el orden de 10000 mg/L y aún mayores (Orozco Barnetxea y colaboradores, 2003; Tchobanoglous y colaboradores, 2003).

Es posible asociar la existencia de una elevada demanda de oxígeno en el agua del río a la presencia de altos niveles de contaminación orgánica, lo que genera una intensa actividad microbiana degradadora y de nitrificación.

Como hemos discutido previamente, la materia orgánica disuelta en el agua del río puede provenir de fuentes naturales, tales como el ingreso a la cuenca de agua proveniente de pantanos y esteros, presencia de vegetación ribereña, etc. Las actividades antropogénicas aportan, también, materia orgánica al río, tal como la escorrentía proveniente de áreas urbanas y agrícolas, y la emisión de efluentes industriales, en particular, aquellos derivados del procesamiento de alimentos, y domiciliarios no adecuadamente tratados.

En los ríos con elevados niveles de DBO_5 , la mayor parte del oxígeno disuelto disponible es consumido por las bacterias aeróbicas, disminuyendo su concentración en el agua. En consecuencia, aquellos organismos que son más tolerantes a una baja concentración de oxígeno disuelto resultarán favorecidos y se harán dominantes en el ecosistema. Así, en este escenario, prevalecen peces, como las carpas, e invertebrados, como larvas de mosquitos. A medida que la contaminación orgánica se incrementa, las relaciones estables y complejas presentes en ecosistemas con una alta biodiversidad son reemplazadas por una baja diversidad de organismos tolerantes.

En los ríos, la demanda de oxígeno generada por los sedimentos y los organismos bentónicos puede representar una porción significativa de la demanda de oxígeno total en el sistema, sobre todo en los cursos de agua poco profundos y en ambientes cálidos.

La *Demanda de Oxígeno de Sedimentos (DOS)* es definida como la tasa de remoción del oxígeno disuelto en la columna de agua debida a la descomposición de materia orgánica producida en los sedimentos y en la interfase sedimento – agua, mediante procesos biológicos, bioquímicos y químicos combinados.

La *DOS* es generada por la respiración aeróbica de organismos y microorganismos bentónicos y la liberación de compuestos químicos demandantes de oxígeno, tales como hierro, manganeso, sulfuro y amonio, debido a procesos biológicos anaeróbicos. Estos últimos compuestos son solubilizados en el agua, donde son oxidados, consumiendo el oxígeno disuelto del medio.

Debido a su complejidad, es difícil estimar la *DOS* analítica e independientemente de otras variables. Es posible realizar mediciones *in situ* utilizando una cámara cerrada, apoyada sobre el sedimento, que confina un vo-

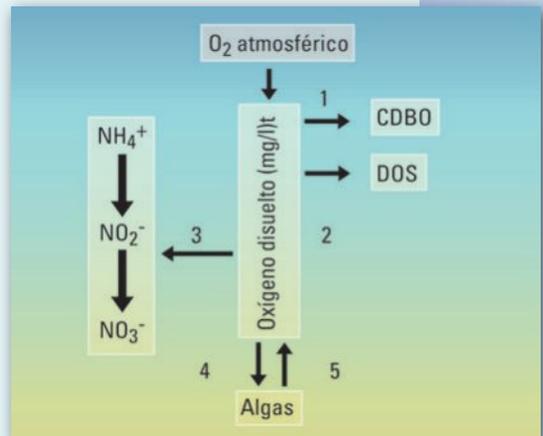


Figura 38: Relación entre los procesos de oxidación biológica y química de la materia orgánica y la concentración de oxígeno disuelto en el medio (Modificado de U.S.EPA, 2006). 1: Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea, 2: Demanda de Oxígeno en Sedimentos; 3: Nitrificación, 4: Fotosíntesis, 5: Respiración.

lumen de agua conocido ubicado sobre un área predeterminada del fondo del río (Murphy y Hicks, 1986). Se llevan a cabo mediciones continuas de la concentración de oxígeno disuelto presente en la columna de agua confinada, durante un periodo de tiempo, y, a partir de los resultados, se estima la tasa de disminución del oxígeno disuelto en la columna de agua durante el ensayo. Los resultados son expresados en g de oxígeno consumido por volumen de sedimento por día ($\text{g O}_2/\text{m}^2 \text{ día}$).

En la FIGURA 38 se resumen las relaciones entre la concentración de oxígeno disuelto en el agua, la CDBO₅, la NDBO₅ y la DOS en un ecosistema dulceacuícola hipotético.

Cloro Residual Total

5.5.2.2

El cloro no es un constituyente habitual de las aguas naturales (U.S. EPA, 1988; Williams y colaboradores, 2003). Sin embargo, grandes cantidades de cloro son introducidas regularmente en los ambientes acuáticos, debido a que es ampliamente utilizado como agente oxidante y desinfectante en los procesos de potabilización del agua y en el tratamiento de efluentes industriales y domiciliarios, en el control de organismos incrustantes (*fouling*) en los sistemas industriales de enfriamiento de agua y en el procesamiento industrial de la pulpa de madera y producción de papel. La cloración de los efluentes industriales y domiciliarios, previamente a su emisión a los cuerpos de agua naturales, a fin de eliminar potenciales microorganismos patógenos, es una práctica habitual en nuestro país.

Los procesos químicos asociados a la presencia de cloro en las aguas dulces son muy complejos. En los ambientes dulceacuícolas, las formas químicas dominantes en las que el cloro se presentan son el ácido hipocloroso (HClO), un ácido débil, y el ión hipoclorito (ClO⁻), formando sales con los metales sodio y calcio, generalmente. Si el agua dulce contiene, además, amonio (NH₄⁺), se formarán probablemente otras dos formas de cloro combinado: monocloramina (NH₂Cl) y dicloramina (NHCl₂).

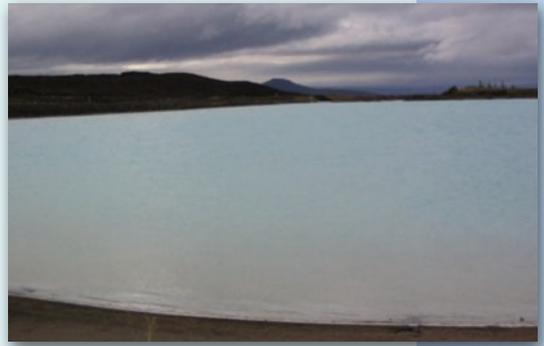
La mayor parte de la investigación acerca de los efectos de estos compuestos se ha centrado sobre los efectos de los efluentes derivados de la producción de pulpa de madera y papel sobre diferentes organismos acuáticos (Middaugh y colaboradores, 1997; Van den Heuvel y colaboradores, 2002). Sin embargo, se han llevado a cabo relativamente escasas evaluaciones de sus efectos sobre las propiedades del ecosistema (Newman y colaboradores, 1987, Pratt y colaboradores, 1988, Steinmann y colaboradores, 1992)

El ácido hipocloroso, el ión hipoclorito y las cloraminas son interconvertibles químicamente y pueden coexistir en el ambiente; el hecho de que una de ellas alcance mayor concentración que las otras dependerá de las condiciones específicas del sitio.

La determinación analítica específica para cada una de estas formas químicas es difícil e impráctica. Dado que todas estas formas químicas resultan ser tóxicas para los organismos acuáticos, se han utilizado distintos términos para describirlas en conjunto. Así, se han empleado los términos “Cloro Residual Total” y “Cloro Reactivo” para referirse a la suma del cloro libre y las formas químicas de cloro combinado en el agua dulce.

Estas especies químicas son altamente reactivas en los ambientes dulceacuícolas y pueden ser degradadas en el medio, disminuyendo su concentración, a través de reacciones químicas producidas en la columna de agua, volatilización, fotodegradación e

interacciones con la biota acuática y bentónica (U.S.EPA, 1988; Environment Canada, 1999). Las condiciones específicas de la zona, tales como temperatura, pH, exposición a la luz solar, concentración de materia orgánica rica en nitrógeno, profundidad del cauce, velocidad de corriente, composición de los sedimentos, turbidez, etc., afectan la tasa de degradación de estos compuestos en el medio. En consecuencia, el tiempo de persistencia de las diferentes formas químicas del cloro, antes de ser totalmente degradadas, es altamente variable; puede extenderse desde segundos hasta días.



Si bien las especies químicas de cloro reactivo han sido estudiadas extensamente, existe una considerable incerteza acerca de su toxicidad y efectos sobre la biota acuática y el ecosistema, especialmente cuando se hallan presentes a bajas concentraciones en el medio, debido a los complejos procesos químicos en los que intervienen. Sin embargo, la experiencia científica acumulada en los últimos años ha llevado a aceptar que la detección de estas especies químicas en los sistemas acuáticos es una indicación de que éste puede estar siendo afectado negativamente.

La presencia de cloro libre y combinado en las aguas naturales puede tener, potencialmente, severas consecuencias para la biota dulceacuícola.

La concentración de Cloro Residual Total en aguas naturales puede ser determinada mediante distintos métodos. El procedimiento más ampliamente utilizado es el método colorimétrico con *DPD (Método 4.500- Cl G, APHA – AWWWA – WEF, 2005)*. En esta metodología de análisis, el *DPD (N, N-dietil-p-fenilen-diamina)* es oxidado por el cloro libre y combinado presente en la muestra de agua, causando la aparición de una coloración rojiza en el medio. La intensidad del color es directamente proporcional a la concentración de cloro en la muestra. Para las determinaciones *in situ*, es frecuente utilizar equipos comerciales, ya preparados y calibrados, para llevar a cabo la medición.

La experiencia internacional ha mostrado que el desarrollo de criterios individuales de calidad de agua para cada una de las formas químicas de cloro reactivo resulta ineficaz, dada la dificultad de su determinación analítica y la variabilidad de las reacciones químicas en las que intervienen en el medio. En consecuencia, la tendencia se ha centrado en la generación de niveles guía de calidad de agua la combinación de ellas, bajo la forma de *Cloro Residual Total*.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación no ha elaborado aún niveles guías de calidad de agua ambiente para Cloro Residual Total.

Canadá recomienda un nivel guía de 0.5 µg/L para Cloro Residual Total para la protección de la biota dulceacuícola (Environment Canada, 1999). U. S. EPA (1988, 2006a) considera que la concentración promedio de Cloro Residual Total en el agua, a partir de análisis realizados durante cuatro días consecutivos, no debería ser superior a 11 µg/L, mientras que la máxima concentración promedio, obtenida después de una hora de análisis continuo, no debería exceder los 19 µg/L. El criterio elaborado por U.S. EPA (2006a) admite que estas concentraciones puedan ser superadas sólo una vez cada tres años, como condición excepcional.

Amonio

5.5.2.3

Como vimos en el *Capítulo 4*, el amonio es un importante componente del ciclo del nitrógeno. Constituye, además, una de las más relevantes fuentes de nitrógeno en el medio, como resultado de su oxidación microbiológica en el ambiente por microorganismos, en el proceso de nitrificación. Es un compuesto altamente soluble en las aguas naturales, por lo que, las reacciones químicas en las que participa y, en consecuencia, los compuestos químicos generados por ellos son fuertemente afectados por parámetros ambientales como el pH y la temperatura.

En los cuerpos de agua dulce acuáticas naturales, el amonio se presenta predominantemente bajo dos formas, como amonio no ionizado (amoníaco, NH_3) y como amonio ionizado o ión amonio (NH_4^+), en equilibrio una con otra de acuerdo a la siguiente expresión:



5.3.

Los factores que influyen sobre el equilibrio entre el amonio ionizado y no ionizado son, entre otros, el pH y la temperatura de las aguas naturales (Environment Canada, 1999). El incremento de una unidad de pH puede determinar un aumento dramático de la concentración de amonio no ionizado en un orden de magnitud. El incremento de 5 °C de temperatura del agua puede causar un aumento entre el 40 % y el 50% en la concentración de amonio (Environment Canada, 1999).

La dominancia de una u otra forma química del amonio es de gran importancia en relación a los efectos adversos esperados sobre la biota acuática, como resultado de la exposición. La literatura científica ha mostrado que el amonio no ionizado (NH_3) es más tóxico para los organismos acuáticos que el ión amonio (U.S. EPA, 1998).

En consecuencia, el pH y la temperatura afectan la toxicidad del amonio sobre los organismos acuáticos, ya sea determinando las concentraciones relativas de las formas químicas del amonio o impactando directamente sobre la susceptibilidad de la biota acuática frente al tóxico (Environment Canada, 1999).

Se han evaluado los efectos del amonio no ionizado sobre peces dulceacuícolas, observándose un 50% de mortalidad y lesiones patológicas en branquias y riñones en la población más sensible expuesta (*Oncorhynchus mykiss*, trucha arco iris) a concentraciones de amonio de 0,04 mg/L. Estudios similares han mostrado que, considerando peces e invertebrados dulceacuícolas, el 5% de las especies en la comunidad acuática exhibió un 20% de reducción en el crecimiento o la reproducción a concentraciones de amonio no ionizado de 0,041 mg/L (Environment Canada, 1999).

Los términos “*amonio total*” y “*nitrógeno amoniacal total*” son usados habitualmente para describir la suma de las concentraciones de ambas especies químicas en el medio (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2000).

El amonio ingresa al ambiente como resultado de la emisión de residuos y efluentes industriales, agrícola – ganaderos y domiciliarios, derrames accidentales y procesos naturales.

En la actividad industrial, este compuesto es usado en numerosas aplicaciones, tales como refrigeración, producción de pulpa de madera y papel, industria textil, curtiembre de cueros, procesamiento de alimentos, industria cervecera, refinerías de petróleo, manufactura de medicamentos, cosméticos y productos de limpieza, fabricación de explosivos, plásticos y gomas, tratamiento y transformación de metales y minería, entre otras. Es utilizado, además, en la producción de fertilizantes nitrogenados, tales como fosfato de amonio y urea, y en la ganadería, como aditivo del alimento para los animales. Las fuentes naturales de amonio incluyen la degradación de materia orgánica presente en el sistema, el intercambio gaseoso con la atmósfera, los incendios forestales, los desechos animales y vegetales, y los procesos de fijación de nitrógeno por plantas y cianobacterias (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2000).

Las concentraciones de *amonio total* en las aguas naturales varían estacional y regionalmente. En los ríos prístinos, no alterados por la contaminación, la concentración de amonio total es generalmente inferior a 0,1 mg/L. Niveles de amonio superiores suelen indicar la existencia de contaminación orgánica (U.S. EPA, 1998b).

Dada la extensión de nuestro territorio, la variabilidad del pH y la temperatura en los ríos y arroyos de nuestro país es sustancial. Lo mismo ocurre en países extensos como EE.UU. y Canadá. El impacto de estos factores sobre la especiación del amonio es una importante consideración en el establecimiento de niveles guía de calidad de agua para la protección de la biota acuática.

El estado actual del conocimiento respecto de la relación entre la concentración de amonio y los valores de pH y temperatura del medio es incompleto. Así, no conocemos completamente los mecanismos específicos que la rigen, la variación esperable en la toxicidad sobre los organismos acuáticos expuestos y sus interacciones con los distintos procesos físico-químicos en el medio.

En consecuencia, resulta difícil establecer un nivel guía para el *amonio total*; la experiencia internacional ha mostrado la conveniencia de utilizar un criterio basado en un rango de valores para esta variable, de acuerdo a las condiciones locales de pH y temperatura.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación no ha elaborado aún niveles guías de calidad de agua ambiente para el Amonio Total.

Canadá ha elaborado niveles guía para Amonio Total aplicables a la protección de la vida acuática dulceacuícola en su territorio, establecidos sobre un rango de valores de pH entre 6,0 y 9,5, entre 0°C y 30°C de temperatura, considerando las condiciones de cada ecosistema particular evaluado (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2000) (TABLA 15).

El amonio total es generalmente determinado mediante alguno de tres procedimientos químicos, siguiendo las recomendaciones de los Métodos 4.500 NH₃ C, G y D (APHA – AWWWA – WEF, 2005), respectivamente, a saber:

- ❖ Método titrimétrico, denominado usualmente como método de Nessler
 - El reactivo de Nessler (K₂HgI₄) reacciona con el amonio presente en la muestra, bajo condiciones alcalinas, para producir un compuesto de color amarillo, cuya intensidad es directamente proporcional a la concentración de amonio.
- ❖ Método automatizado del fenato
 - El fenol alcalino y el hipoclorito de sodio reaccionan con el amonio para formar un compuesto (indofenol) de color azul, proporcional a la concentración de amonio.
- ❖ Determinación utilizando un electrodo de membrana selectivo para NH₃.

Temperatura (C°)	pH							
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	9,5
0	184,8	58,4	18,4	5,856	1,864	0,597	0,200	0,034
5	122,4*	38,64	12,24	3,872	1,232	0,402	0,137	0,034
10	81,6	25,92	8,24	2,608	0,832	0,274	0,097	0,023
15	55,76	17,60	5,584	1,776	0,572	0,191	0,071	0,021
20	38,5	12,16	3,856	1,232	0,399	0,137	0,054	0,019
25	26,8	8,48	2,696	0,864	0,283	0,100	0,042	0,018
30	18,96	6,00	1,912	0,614	0,205	0,075	0,034	0,017

* Los valores que caigan fuera del área sombreada deben ser usados con precaución.

Niveles guía no recomendados para aguas marinas.

Tabla 15: Niveles guía para amonio total, aplicables a la protección de la biota dulceacuícola, expresados en mg de nitrógeno amoniacal por litro de agua (mg N-NH₃/L), modificado de Canadian Council of Ministers of the Environment (2000).

5.5.2.4 Nutrientes: nitratos y fosfatos

Como hemos visto en el Capítulo 4, los nutrientes son necesarios para la sobrevivencia y crecimiento de los productores primarios dulceacuícolas, los que constituyen la base de la red trófica para todos los otros organismos acuáticos. Varios nutrientes, tales como nitratos, fósforo, sílice, potasio, calcio y magnesio, entre otros, son necesarios para el crecimiento y reproducción de algas y plantas acuáticas. Sin embargo, el ión nitrato y el fósforo resultan de particular interés y son los más comúnmente evaluados en los programas de monitoreo de calidad de agua. La concentración de nitratos y fósforo, bajo la forma de ortofosfatos, limitan el crecimiento de los productores primarios en la mayoría de los ecosistemas acuáticos.

En los sistemas dulceacuícolas se acepta, generalmente, que el fósforo es el nutriente que limita la producción primaria, mientras que el nitrógeno es limitante en los sistemas marinos (Crouzet y colaboradores, 1999). En consecuencia, en los ambientes dulceacuícolas, si todo el fósforo fuera utilizado, el crecimiento de algas y plantas acuáticas se detendría, aún cuando existiera suficiente nitrógeno en el medio.

La concentración de nutrientes en un ecosistema acuático varía de forma estacional y temporal, dependiendo de la temperatura, las precipitaciones, la escorrentía, la actividad biológica y las condiciones hidrológicas del cuerpo de agua. En general, en condiciones naturales, estas concentraciones se elevan durante la primavera y principios de verano, debido al incremento de la temperatura y la actividad metabólica de los organismos. Además, los niveles de nutrientes presentes en el medio pueden aumentar como resultado de las emisiones de origen antropogénico.

El enriquecimiento en nutrientes es uno de las mayores amenazas para la integridad de los ecosistemas dulceacuícolas, ya que puede acelerar la eutrofización del cuerpo de agua.

Las consecuencias de este proceso sobre los ecosistemas dulceacuícolas son numerosas e incluyen cambios estructurales y funcionales en el sistema. Resultan afectados tanto las comunidades biológicas expuestas como los procesos ecológicos (USEPA, 2001a).

Inicialmente el exceso de nutrientes en el medio genera el incremento en el crecimiento de plantas acuáticas y la comunidad algal, que puede ser acompañado por cambios en la composición de especies. Es probable que, además, se produzcan “floraciones” de algas perjudiciales, las que pueden resultar tóxicas para peces, invertebrados acuáticos y mamíferos, lo que determina modificaciones en la biodiversidad, y, en algunos casos, pueden implicar un daño directo sobre las poblaciones humanas.

Uno de las más severas consecuencias del exceso de nutrientes en el medio es el descenso en la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua. El aumento en el crecimiento de las plantas acuáticas y algas se asocia al incremento de la sedimentación de materia orgánica sobre el lecho del río. La actividad microbiológica descomponedora de este material determina una disminución de la concentración de oxígeno disuelto, generando condiciones hipóxicas o anóxicas en el medio. En los ambientes poco profundos, la incidencia de las condiciones anóxicas en la columna de agua es más marcada durante los períodos de elevada temperatura ambiental y durante la noche, cuando disminuye la generación de oxígeno como resultado de la fotosíntesis. Esta circunstancia puede determinar la muerte y subsiguiente descomposición de las macrófitas acuáticas, causando una mayor disminución del oxígeno disuelto. Como consecuencia, las condiciones del medio pueden llevar a la muerte y eliminación de organismos bentónicos aeróbicos y, en casos severos, de las poblaciones ictícolas más sensibles.

La calidad de vida de las poblaciones humanas ribereñas puede ser potencialmente afectada por la eutrofización de los ambientes dulceacuícolas. Así, como consecuencia de este fenómeno, el tratamiento del agua para su potabilización puede ser más difícil y costoso, el agua potable producida puede mostrar olor y sabor inaceptables y, en casos extremos, resultar dañina para la salud de la población que la consume, y, finalmente, el crecimiento de las macrófitas puede impedir el flujo natural del agua y afectar la navegación y las actividades recreativas (Environment Canada, 2004).

El incremento en la concentración de nutrientes en los sistemas acuáticos puede ser generado a partir de fuentes naturales y humanas.

Las fuentes naturales de nitrógeno y fósforo comprenden:

- ❖ La descomposición de materia orgánica
- ❖ La fijación del nitrógeno atmosférico por parte de algunas bacterias y algas, y
- ❖ La presencia de formaciones geológicas ricas en nitrógeno o fósforo.

Las fuentes humanas incluyen:

- ❖ La emisión de efluentes domiciliarios e industriales
- ❖ La escorrentía derivada de las precipitaciones y la proveniente de prados y áreas agrícolas en las que se utilizan fertilizantes
- ❖ La descarga de residuos derivados de la actividad ganadera, cría de animales de corral y piscicultura
- ❖ La infiltración de aguas subterráneas provenientes de sistemas sépticos deficientes
- ❖ La presencia de plantaciones ribereñas de plantas fijadoras de nitrógeno, tales como la alfalfa, y
- ❖ La deposición atmosférica proveniente de la combustión de hidrocarburos, como, por ejemplo, la lluvia ácida.

La concentración de nitratos en el medio puede ser determinada mediante varios métodos. Los dos procedimientos químicos habitualmente utilizados son, a saber:

- ❖ Método de Reducción de Cadmio, de acuerdo a las recomendaciones del Método 4.500 – NO₃⁻ E (APHA – AWWWA – WEF, 2005), a través del cual, el nitrato es reducido a nitrito en presencia de cadmio; el nitrito forma un compuesto complejo (sal de diazonio) altamente coloreado, cuya concentración es medida por colorimetría; y
- ❖ Método de electrodo selectivo para nitrato, de acuerdo al Método 4.500 – NO₃⁻ D (APHA – AWWWA – WEF, 2005).

U.S.EPA (2006a) ha establecido criterios complejos, sobre la base de ecuaciones matemáticas en las que se asocia la concentración de amonio total a las condiciones de pH, temperatura y caudal, y a las características hidrológicas de cada cuerpo de agua particular.

El nitrógeno puede presentarse en el ambiente bajo las formas químicas de nitrógeno orgánico, ión nitrato (NO₃⁻), ión nitrito (NO₂⁻), ión amonio y amoníaco. El ión nitrato (NO₃⁻) es la forma más oxidada del nitrógeno presente en los ecosistemas acuáticos, y constituye la especie química biodisponible para la biota.

La forma de nitrógeno dominante en las aguas superficiales depende de los niveles de oxígeno disuelto del medio. Los sistemas acuáticos con una elevada concentración de oxígeno disuelto favorecen los procesos de nitrificación, como vimos en el *Capítulo 4*, determinando la oxidación de las formas reducidas de nitrógeno y el aumento de la concentración de nitratos en el medio. Por el contrario, en ambientes con baja concentración de oxígeno disuelto, las bacterias desnitrificantes reducen los nitratos a nitritos y, finalmente, a nitrógeno gaseoso, que es liberado a la atmósfera. En general, se acepta que los nitratos constituyen entre las 2/3 a 4/5 partes del nitrógeno total presente en el ambiente acuático (Crouzet y colaboradores, 1999).

Los mecanismos que regulan la captura de nitrato por la biota acuática no son aún completamente conocidos. El nitrato es considerablemente menos tóxico para los organismos acuáticos que el amonio y el nitrito; aún así, puede producir efectos adversos significativos a través de mecanismos bioquímicos complejos (Colt y Armstrong, 1981). Los anfibios parecen ser más sensibles que otros organismos acuáticos a las elevadas concentraciones de nitratos en el agua. Los parámetros de calidad de agua como el pH y la concentración de oxígeno disuelto pueden influir sobre la conversión del nitrato a otras formas de nitrógeno.

La concentración de nitratos en los ambientes dulceacuícolas prístinos es altamente variable entre valores inferiores a 0,4 mg NO₃⁻ /L hasta cerca de 5 mg NO₃⁻ /L (Crouzet et al. 1999, Wetzel, 2001).

En los procesos de evaluación de la calidad de agua de ambientes dulceacuícolas la concentración de nitrógeno presente, bajo todas sus formas químicas, suele ser expresada como “*nitrógeno total*”. Así, el nitrógeno total incluye el nitrógeno orgánico y los iones amonio, nitrato y nitritos presentes en el ambiente.

Los niveles de nitrógeno orgánico y amonio en el medio son determinados mediante el *método semi-micro de Kjeldahl (Método 4500 – N_{org} C*, APHA – AWWWA – WEF, 2005). En este procedimiento químico, la muestra es calentada en presencia de ácido sulfúrico, con lo que el nitrógeno orgánico es reducido a amonio. El residuo es enfriado y analizado por algunos de los métodos descritos en el punto *5.3.2.3*. para determinar la concentración de amonio presente. Los resultados son expresados como *nitrógeno total por Kjeldahl (TKN)* en mg TKN/L y representan la suma del amonio libre y el nitrógeno asociado a compuestos orgánicos presentes en la muestra de agua.

Las concentraciones de nitratos y nitritos son estimadas en la misma muestra mediante alguno de los métodos mencionados antes. A partir de estas determinaciones, las concentraciones de nitrógeno total por Kjeldahl, nitratos y nitritos son sumadas, determinándose el nivel de “*nitrógeno total*” de la muestra.

En los ambientes dulceacuícolas, el fósforo se presenta bajo las formas químicas de fósforo inorgánico, fósforo orgánico particulado y fósforo orgánico disuelto en el agua. Las plantas acuáticas requieren fosfato inorgánico para su crecimiento, típicamente bajo la forma de iones ortofosfato (PO_4^{3-}). Esta especie química constituye, aproximadamente, el 95% del fósforo presente en el medio acuático y es la única que es utilizada directamente por la biota acuática. El ión ortofosfato ingresa a los organismos, se integra a las moléculas orgánicas y es transferida a consumidores y degradadores como fosfato orgánico, como hemos discutido en el *Capítulo 4* (Wetzel 2001).

La tasa de reciclado del ortofosfato en el medio acuático es muy rápida, lo que dificulta su detección precisa en un dado momento. De allí que, habitualmente, se determina la concentración de “*fósforo total*” a fin de evitar la subestimación del ortofosfato presente en el medio (Wetzel, 2001). El término “*fósforo total*” incluye a todas las formas químicas del fósforo presentes en la muestra que es evaluada.

Las concentraciones de fósforo total en los ríos prístinos varían dentro de un amplio rango entre valores inferiores a 1 $\mu\text{g/L}$ a concentraciones superiores a 200 $\mu\text{g/L}$ (Wetzel 2001).

Los niveles de fósforo total son menores en las nacientes de los ríos montañosos que corren sobre un lecho rocoso y se incrementan en las zonas cercanas a la desembocadura, con cauces que atraviesan llanuras, formados por rocas sedimentarias.

Como hemos discutido previamente, la elaboración de niveles guía para calidad de agua suele derivarse de los resultados obtenidos a partir de evaluaciones ecotoxicológicas, científicamente defendibles. Los nutrientes no se ajustan a este modelo, ya que ellos son, generalmente, no tóxicos para los organismos acuáticos en las concentraciones en que estos compuestos están presentes en el ambiente. Sin embargo, los efectos secundarios, tales como la eutrofización y la disminución de la concentración de oxígeno disuelto en el medio, implican daños severos a la integridad del ecosistema.

El desarrollo de criterios de calidad de agua para nutrientes a nivel nacional es un proceso complejo y dificultoso. La marcada variabilidad natural en el contenido en nitrógeno y fósforo en los ambientes dulceacuícolas ha mostrado que el establecimiento de niveles

La concentración de fósforo total en el medio puede ser determinada mediante varios métodos. Los dos procedimientos químicos habitualmente utilizados son, a saber:

- ❖ **Método del ácido ascórbico**, de acuerdo a las recomendaciones del Método 4.500 – P E (APHA – AWWA – WEF, 2005);
 - El método ha sido diseñado para ortofosfatos, pero las otras formas químicas del fósforo son previamente convertidas a esa especie química mediante varios pretratamientos descriptos en el **Método 4.500-P B** (APHA – AWWA – WEF, 2005)
 - El ortofosfato presente en la muestra reacciona, en medio ácido, con molibdato de amonio y tartrato de antimonio y potasio, para formar el ácido fosfomolibdico.
 - El compuesto ácido formado es reducido por el ácido ascórbico a un compuesto de molibdeno de intenso color azul.
 - La intensidad del color, medida por **espectrofotometría** o colorimetría, es directamente proporcional a la concentración de fósforo total de la muestra.
- ❖ **Método automatizado de reducción por ácido ascórbico**, de acuerdo al **Método 4.500 – P- F** (APHA – AWWA – WEF, 2005), similar al anterior, pero realizado mediante la utilización de un equipo autoanalizador y espectrofotometría.



Figura 39: Ecorregiones argentinas (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación)

guía únicos es inadecuado y carece de sustento científico. El debate alrededor de este tema se ha centrado en la determinación de valores limitantes de nutrientes para los cuerpos de agua ubicados en una *ecorregión* particular.

Los términos *“ecorregión”* o *“región geográfica”* se aplican al área en la que existe una coincidencia espacial en las características de fenómenos geográficos asociados con diferencias en la calidad, salud e integridad de los ecosistemas. Las características de fenómenos geográficos incluyen la geología, fisiografía, vegetación, clima, hidrología, biota acuática y te-

restre y suelos, y puede o no incluir los impactos asociados a la actividad humana, tales como uso de la tierra, cambios en la vegetación, etc. (Omernik, 1987, 2004).

En nuestro país, se reconocen 18 ecorregiones diferentes, incluyendo Altos Andes, Puna, Monte de sierras y bolsones, Selva de las yungas, Chaco seco, Chaco húmedo, Selva paranaense, Esteros del Iberá, Campos y malezales, Delta e islas del Paraná, Espinal, Pampa. Monte de llanuras y mesetas, Estepa patagónica, Bosques patagónicos, Islas del Atlántico Sur, Mar Argentino y Antártida (FIGURA 39).

El establecimiento de límites geográficos para una determinada ecorregión es complejo e imperfecto, ya que si bien existe una correlación espacial en el área entre las características mencionadas, no es absoluta. Por otra parte, las condiciones ambientales a lo largo de los límites entre una ecorregión y otra cambian muy gradualmente, con lo que resulta difícil identificar una separación exacta entre ellas. Estas zonas ecológicas de transición, donde se yuxtaponen hábitat diferentes y donde dos ecosistemas limítrofes se encuentran se denominan *ecotonos* (U.S. EPA, 2008).

Sobre la base de estas consideraciones, la experiencia internacional muestra como más apropiado el desarrollo de niveles guía para la concentración de nutrientes establecidos para los ecosistemas acuáticos de cada ecorregión particular. Estos valores guía son determinados a partir del establecimiento de condiciones de referencia para esa ecorregión particular.

En consecuencia, el establecimiento de las condiciones de referencia es un aspecto clave en este proceso. Las condiciones de referencia intentan representar las características de un cuerpo de agua típico, para esa región geográfica, en ausencia de actividad humana y contaminación. Idealmente, el sitio de referencia seleccionado debería estar mínimamente perturbado y no impactado por la contaminación de origen antropogénico.

La selección del sitio de referencia implica una intensa evaluación y el registro de las variaciones históricas de los cuerpos de agua de la región, a fin de reconocer las diferencias en la respuesta al ingreso excesivo de nutrientes entre los diferentes ecosistemas. Así, el proceso se centra en la clasificación física e hidrológica de los cuerpos de agua de una ecorregión, la determinación de condiciones de referencia, la evaluación de datos históricos e información científica publicada, el juicio de profesionales expertos, el uso de modelos para simular los procesos físicos y ecológicos o para determinar las relaciones empíricas entre las variables que causan el problema (tales como, la concentración de nitrógeno y fósforo, y las de respuesta (concentración de oxígeno disuelto, biomasa algal, densidad de macrófitas, etc.) (Environment Canada, 2004).

Una vez que las condiciones de referencia se han establecido, se determinan, mediante estudios apropiados y el juicio de profesionales expertos, el nivel de desviación respecto de esas condiciones de referencia de acuerdo a las actividades antropogénicas esperadas en el sistema. Finalmente, el criterio es calibrado y verificado en las condiciones de cada ecosistema de la región. Si resulta necesario, los criterios serán reevaluados y es posible que se requiera poner en consideración factores no originalmente considerados, como turbidez, color del agua, etc. Una vez que el criterio ha sido validado, puede ser usado para determinar el estado de un sistema particular basado en la concentración de nutrientes determinada y en las variables de respuesta observadas, tales como, por ejemplo, la concentración de oxígeno disuelto, la biomasa algal, etc. (Environment Canada, 2004).

El *estado trófico* de un cuerpo de agua expresa la relación entre la concentración de nutrientes en el medio y el incremento de la materia orgánica en el mismo (Vollenweider y Kerekes, 1982). Es una categoría de calidad que representa el estado productivo de la biota presente en el medio en relación a la concentración de nutrientes y a los factores físico-químicos del cuerpo de agua.

De acuerdo a la clasificación de la OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), internacionalmente aceptada, es posible clasificar a los cuerpos de agua, según su *estado trófico*, en *oligotróficos*, *eutróficos* y *mesotróficos*. Los cuerpos de agua dulceacuícolas *oligotróficos* presentan una reducida concentración de nutrientes, baja productividad primaria, escasa biomasa algal y de macrófitas y, en consecuencia, aguas con baja turbidez y reducida concentración de sólidos en suspensión. Los ambientes *eutróficos* presentan, por el contrario, alta productividad primaria, como resultado de la elevada concentración de nutrientes, considerable biomasa algal y de macrófitas y alta turbidez. Los ecosistemas acuáticos *mesotróficos* presentan un nivel de productividad intermedia. A estas categorías se adicionan las de *ultraoligotrofia*, con la presencia de muy reducidas concentración de nutrientes y productividad primaria, e *hipereutrofia*, asociada a un estado avanzado de eutrofización en el medio (Vollenweider y Kerekes, 1982).

En la **TABLA 16** se resume el rango de valores de productividad primaria, estimada como concentración de clorofila *a*, fósforo total y turbidez, medida con disco de Secchi, asociados a los distintos estados tróficos mencionados, de acuerdo a las recomendaciones de OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) desarrolladas por

Estado trófico	Concentración media anual de clorofila <i>a</i> (µg/l)	Concentración máxima anual de clorofila <i>a</i> (µg/l)	Concentración máxima anual de fósforo total (µg/l)	Profundidad de transparencia media anual (disco de secchi, m)	Profundidad de transparencia mínima anual (disco de secchi, m)
Ultraoligotrófico	< 1,0	< 2,5	< 4	> 12,0	> 6,0
Oligotrófico	1,0 - 2,5	2,5 - 8,0	4 - 10	> 6,0	> 3,0
Mesotrófico	2,5 - 8,0	8,0 - 25,0	10 - 35	6,0 - 3,0	3,0 - 1,5
Eutrófico	8,0 - 25,0	25,0 - 75,0	35 - 100	3,0 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	> 25,0	> 75,0	> 100	< 1,5	< 0,7

Tabla 16: Valores límites de productividad primaria, concentración de fósforo total y turbidez propuestos por OECD (Vollenweider y Kerekes, 1982) para un sistema de clasificación del estado trófico de lagos y ríos.

Vollenweider y Kerekes (1982). Los valores límites establecidos son recomendados tanto para ríos como para lagos.

Como consecuencia de la utilización de este esquema, es posible asociar sitios con características similares, independientemente de que el ecosistema acuático posea estas condiciones en forma natural o resulten de la influencia antropogénica.

La aplicación de este criterio de clasificación al sitio o a los sitios considerados como referencia para el establecimiento de niveles guía para nutrientes en una ecorregión permite evaluar en qué situación estos límites son excedidos por un ecosistema particular, de acuerdo al estado trófico del sitio de referencia.

Estado trófico	Niveles guía	Observaciones
Fuentes de provisión de agua para consumo humano (Agua dulce)	Para nitratos + nitritos: ≥ 10 mg/L ¹	¹ Expresado en términos de mg N-NO ₃ ⁻ /L + mg N-NO ₂ ⁻ /L; aplicable a: <ul style="list-style-type: none"> • Fuentes superficiales con tratamiento previo convencional, • Fuentes subterráneas sin tratamiento previo, y • Fuentes subterráneas con desinfección por cloración o por otra técnica basada en una acción oxidante.
	Para nitratos + nitritos: ≥ 20 mg/L ²	² Expresado en términos de mg N-NO ₃ ⁻ /L + mg N-NO ₂ ⁻ /L; aplicable a fuentes superficiales y subterráneas con tratamientos previos especiales.
	Para nitratos: ≥ 10 mg/L ³	³ Expresado en términos de mg N-NO ₃ ⁻ /L. Aplicable a fuentes subterráneas sin tratamiento previo, en las que debe observarse simultáneamente el nivel guía para nitritos, debiendo ser la suma mg N-NO ₃ ⁻ /L + mg N-NO ₂ ⁻ /L ≤ 10 mg/L
	Para nitritos: ≥ 1 mg/L ⁴	⁴ Expresado en términos de mg N-NO ₂ ⁻ /L. Aplicable a fuentes subterráneas sin tratamiento previo, en las que debe observarse simultáneamente el nivel guía para nitratos, debiendo ser la suma de mg N-NO ₃ ⁻ /L + mg N-NO ₂ ⁻ /L ≤ 10 mg/L

Tabla 17: Niveles guía para la concentración de nitratos y nitritos en cuerpos de agua dulce destinados a ser fuente de provisión de agua para uso humano (Modificado de Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003)

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación aún no ha elaborado niveles guías de calidad de agua ambiente para nitratos y fosfatos dirigidos a la protección de la vida acuática. Sin embargo, ha desarrollado niveles guía para la concentración de nitratos y nitritos aplicables a los cuerpos de agua del país que pueden ser potencialmente utilizados como fuente de provisión de agua para consumo humano para nitratos (TABLA 17). En asociación a estos valores guía, se han establecido recomendaciones respecto del tratamiento previo requerido para la efectiva utilización del recurso como agua de bebida.

Canadá ha elaborado niveles guía para la concentración de nitratos aplicables a la protección de la vida acuática dulceacuícola en su territorio, considerando sólo los efectos tóxicos directos sobre la biota acuática. Al respecto, se indica que los efectos indirectos resultantes a partir del proceso de eutrofización del cuerpo de agua podrían presentarse a concentraciones de nitratos inferiores a las indicadas en el nivel guía elaborado, dependiendo de la cantidad biodisponible de nitrógeno y otros factores específicos del sitio. El nivel guía para la concentración de nitratos dirigido a la protección de la biota dulceacuícola corresponde a un valor de 13 mg NO₃⁻/L (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2003).

En relación a la concentración de fosfatos, Canadá establece como criterio la aplicación de una clasificación similar a la propuesta por OECD (TABLA 16) para una condición de referencia en cada ecorregión. La única variación propuesta es la subdivisión de la categoría mesoeutrófica en dos subcategorías, *mesotrófica* y *mesoeutrófica*, sobre la base de las particulares condiciones de sus cuerpos de agua (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2004). Los valores guía canadienses para fósforo total se resumen en la TABLA 18.

Debido a la naturaleza y amplitud del rango de valores definido para cada categoría, en Canadá se exige la aplicación de una precaución adicional en la evaluación de los posibles efectos del fósforo total. Así, se considera aceptable que la concentración de fósforo total

Estado trófico	Rango de valores guías canadienses para fósforo total (µg/l)
Ultraoligotrófico	< 4,0
Oligotrófico	4,0 - 10,0
Mesotrófico	10,0 - 20,0
Mesoeutrófico	20,0 - 35,0
Eutrófico	35,0 - 100,0
Hipereutrófico	> 100,0

Tabla 18: Niveles guía para la concentración de fósforo total, destinados a la asignación de una categoría de estado trófico para lagos y ríos canadienses (Modificado de Canadian Council of Ministers of the Environment, 2004).

de un cuerpo de agua particular, aplicable a lagos y ríos, en una determinada ecorregión exceda hasta en un 50% el rango de valores guía establecido para la condición de referencia. Si la concentración de fósforo total supera en un 50% el rango de valores guía establecidos, el riesgo de efectos observables en el ecosistema particular es considerado como elevado y se recomienda el desarrollo de una evaluación más intensa del estado trófico del cuerpo de agua particular.

Param. 1	Ecor ² I	Ecor II	Ecor III	Ecor VI	Ecor V	Ecor VI	Ecor VII	Ecor VIII	Ecor IX	Ecor X	Ecor XI	Ecor XII	Ecor XIII	Ecor XIV
PT ³ µg/L	47,00	10,00	21,88	23,00	67,00	76,25	33,00	10,00	36,56	128*	10,00	40,00	N.D. ⁴	31,35
NT ⁵ µg/L	0,31	0,12	0,38	0,56	0,88	2,18	0,54	0,38	0,69	0,76	0,31	0,90	N.D.	0,71

Tabla 19: Niveles guía para la concentración de fósforo total y nitrógeno total, dirigidos a la protección de los ecosistemas dulceacuícolas, para las diferentes ecorregiones reconocidas en el territorio estadounidense (Modificado de U.S.EPA, 2002a).

1 Parámetro. - 2 Ecorregión. - 3 Concentración de fósforo total. - 4 No determinado. - 5 Concentración de nitrógeno total.

U.S.EPA (2002a) recomienda criterios de calidad agua específicos regionales, asociados a la concentración de nitratos y fosfatos, a fin de reducir los problemas relacionados con el exceso de nutrientes en cuerpos de agua. Así, se han adoptado valores guía locales diferentes, específicos de cada ecorregión, sobre la base de un intenso relevamiento de los cuerpos de agua naturales, incluyendo lagos, ríos, arroyos, embalses y pantanos, en catorce ecorregiones (TABLA 19).

Metales y metaloides

5.5.2.5

El término *metales pesados* ha sido aplicado, generalmente, a un grupo de metales y metaloides con una densidad específica superior a 4 g/cm³, que han sido asociados con la contaminación del ambiente y potencial ecotoxicidad. Para ellos se han propuesto varias definiciones diferentes basadas en su densidad, número atómico, peso atómico, propiedades químicas y toxicidad. Al mismo tiempo, numerosas normativas de calidad de agua han incluido el término, especificando la lista de metales para los cuales se considera apli-

cable, aunque considerando criterios diferentes en cada caso. Esto ha conducido a una creciente confusión respecto de su significado y alcance, incluyendo la tendencia a asumir que todos ellos presentan propiedades altamente ecotóxicas.

Haremos referencia en este texto, en consecuencia, a aquellos metales y metaloides que son considerados como *contaminantes prioritarios* de los ambientes dulceacuícolas. Se entiende por *contaminantes prioritarios* a aquellos que presentan potencial elevado riesgo para la integridad del ecosistema y la población humana expuesta, para los que existen regulaciones asociadas a su emisión y para los que se han desarrollado procedimientos químicos estandarizados (U.S.EPA, 2006a).

Entre los metales y metaloides considerados como contaminantes prioritarios se incluyen arsénico (As), aluminio (Al), antimonio (Sb), berilio (Be), cadmio (Cd), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo tri y hexavalente (Cr^{3+} , Cr^{6+}), estaño (Sn), hierro (Fe), manganeso (Mn), mercurio (Hg), molibdeno (Mo), níquel (Ni), plata (Ag), plomo (Pb), selenio (Se), vanadio (Va) y zinc (Zn).

Estos metales y metaloides se encuentran, naturalmente, presentes en la corteza terrestre, con lo que su presencia, dentro de ciertos rangos, es habitual en suelos, sedimentos, aguas naturales y biota acuática y terrestre. Varios de ellos son considerados como *metales traza*, presentes en extremadamente pequeñas cantidades en los organismos vivos e indispensables para el desarrollo de sus procesos metabólicos. Así, son requeridos en la regulación de la transmisión del impulso nervioso, del balance hídrico y del equilibrio ácido-base, como cofactores enzimáticos y como componentes estructurales de moléculas orgánicas, incluyendo vitaminas, hemoglobina y hormonas de mamíferos, entre otras.

Las concentraciones de los elementos esenciales en los organismos, incluyendo los metales y metaloides traza, son controladas *homeostáticamente*, de manera que la captación desde el ambiente está regulada de acuerdo a la demanda nutricional. Cuando este mecanismo de regulación falla o se desajusta, como resultado tanto de la existencia de una deficiencia o exceso del metal, se manifiestan efectos adversos sobre los organismos. En el caso de la existencia de una elevada concentración de metal en el medio, se observarán efectos tóxicos sobre el organismo expuesto.

En los ecosistemas dulceacuícolas, los metales se encuentran naturalmente presentes en bajas concentraciones, en el orden de nanogramos o microgramos por litro (ng/L, $\mu\text{g/L}$). En los últimos treinta o cuarenta años, sin embargo, la presencia en exceso de estos metales y metaloides en los cuerpos de agua se ha convertido en una creciente preocupación para la sociedad humana. La comunidad científica ha investigado intensamente esta problemática

IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) ha considerado que el término metal pesado carece de significado y resulta confuso, debido a sus definiciones contradictorias y a la ausencia de una base científica coherente (Duffus, 2002). Se ha propuesto el término alternativo *metales tóxicos*, pero aún no existe consenso en la comunidad científico respecto de su uso y significado.





y los resultados se han dado a conocer a través de numerosos libros y publicaciones (Salomons and Förstner, 1984; Whitman, 1983, de Vries y colaboradores, 1998, Salomons y colaboradores, 1995, Sarkar 2002, Guertin y colaboradores, 2005, Eisler, 2006, entre otros).

A diferencia de otros contaminantes, los metales y metaloides no son biodegradables, por lo que sus concentraciones en el ambiente pueden incrementarse hasta alcanzar niveles tóxicos para la biota expuesta. Algunos de ellos, como cromo, cadmio, vanadio, hierro y plomo pueden *bioacumularse* en los seres vivos hasta alcanzar concentraciones tóxicas para los mismos. Por otra parte, pueden ser

transportados de un compartimiento ambiental a otro. Así, desde la atmósfera, pueden pasar a los ambientes acuáticos y de éstos, a los sedimentos.

Los metales y metaloides ingresan al ambiente acuático a partir de fuentes naturales y antropogénicas. Su ingreso puede ser resultado de descargas directas en el ambiente acuático o a través de vías indirectas, tales como la escorrentía proveniente de precipitaciones con alto contenido de metales.

Las fuentes naturales más importantes de los metales y metaloides incluyen la actividad volcánica, erosión de rocas ricas en metales y los incendios forestales. La contribución de los volcanes puede ocurrir tanto en forma de grandes emisiones esporádicas, debidas a la actividad explosiva, o a emisiones menores pero continuas, como la actividad geotermal y la emisión de gases de origen magmático.

Las fuentes antropogénicas incluyen las emisiones de efluentes industriales, mineros y domésticos, la escorrentía proveniente de zonas altamente urbanizadas y áreas rurales, expuestas a la aplicación de plaguicidas y fertilizantes, la infiltración proveniente de depósitos de residuos sólidos urbanos e industriales no controlados y de precipitaciones ricas en derivados de la combustión de hidrocarburos, incineración de residuos y emisiones gaseosas industriales no controladas.

En la **TABLA 20**, se resumen algunas de las potenciales fuentes antropogénicas de metales y metaloides en los ambientes acuáticos.

La extensión en la cual las actividades humanas contribuyen a la presencia de metales y metaloides en el ambiente puede ser descrita por el *Factor de Enriquecimiento Antropogénico (AEF)*, que establece el enriquecimiento proporcional, expresado en porcentaje, en metales debido a las emisiones provenientes de las actividades humanas respecto de las fuentes naturales. En la **TABLA 21** se resumen los Factores de Enriquecimiento Antropogénico para varios metales (Walter y colaboradores, 2001).

Los metales en el ambiente acuático puede estar presentes en solución, en forma particulada, asociada al material en suspensión, y formando complejos con compuestos orgánicos.

El ión metálico libre es generalmente la forma más biodisponible del metal, y la concentración del ión libre en el medio suele ser el mejor indicador de la potencial toxicidad del mismo.

Metal	Fuentes antropogénicas potenciales	Observaciones
Aluminio (Al)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la industria textil, producción de pinturas y colorantes, industria química, producción de abrasivos y productos refractarios, actividades mineras de extracción de bauxita, entre otras.	Es el más abundante elemento metálico y el tercero más abundante en la corteza terrestre (8%).
Arsénico (As)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la fundición, producción y utilización de aleaciones metálicas, producción y utilización de herbicidas, industria farmacéutica, producción y uso de preservantes de madera, producción y utilización de pigmentos y pinturas, industria del vidrio, refinerías de petróleo, combustión de carbón de piedra, actividad minera asociada a la extracción de oro y plomo, bajo la forma de trióxido de arsénico (As ₂ O ₃).	Puede ser metilado por hongos, generando compuestos volátiles y altamente tóxicos (metil y dimetil arsénico).
Antimonio (Sb)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la combustión de carbón de piedra e hidrocarburos, fabricación y uso de aleaciones metálicas y retardantes para flama, industria del vidrio y cerámica, del plástico y materiales sintéticos, fabricación de pinturas y esmaltes, industria metalúrgica no ferrosa, actividad minera asociada a la extracción de minerales de sulfuro y minerales no ferrosos, e incineración no controlada de residuos.	No se conoce función biológica. El antimonio trivalente (Sb ³⁺) es más tóxico que el antimonio pentavalente (Sb ⁵⁺). Presenta mayor toxicidad que el arsénico y lomo y es cancerígeno para mamíferos.
Bario (Ba)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la fundición, producción y utilización de aleaciones metálicas, producción y utilización de pinturas, producción de plásticos y caucho, producción de líquido de frenos, industria del vidrio y cerámica, producción de ladrillos, refinerías de azúcar, producción de papel fotográfico, fabricación de baterías, perforaciones petroleras (usado como agente de carga), fabricación de materiales antiinflamables, industria pirotécnica, industria electrónica, producción de plaguicidas, combustión de hidrocarburos y carbón de piedra, industria cosmetológica y extracción minera de barita.	En la naturaleza se presenta como barita (BaSO ₄) y witerita (BaCO ₃). Es usado, combinado con otros metales, para la producción de un amplio rango de aleaciones y compuestos metálicos.
Berilio (Be)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la fundición y producción de aleaciones de berilio-cobre y otras, utilizadas en la industria aeroespacial, fabricación de electrodos para soldadura, fabricación de armas y municiones, fabricación de frenos para aviones, corazas protectoras contra calor, misiles y componentes de reactores nucleares, producción y uso de propelentes sólidos para misiles, aplicaciones cerámicas electrónicas y microelectrónicas.	Los minerales aguamarina y bertrandita son los únicas rocas de importancia comercial que poseen berilio en su estructura.
Cadmio (Cd)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la producción de baterías de níquel-cadmio, pigmentos, revestimientos metálicos, galvanizado, industria del plástico y materiales sintéticos, fundición y producción de aleaciones metálicas, industria electrónica, actividades mineras de extracción de zinc y otros metales, y refinerías de petróleo.	
Cobalto (Co)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la actividad minera y procesamiento de minerales conteniendo cobalto, combustión de hidrocarburos, fundición y reciclado de chatarra, fabricación y uso de aleaciones metálicas especiales de alta resistencia, aceros especiales, industria química, del plástico y cerámico, y producción de detergentes. Utilización de lodos conteniendo cobalto y fertilizantes fosfatados en suelos. Disposición final de residuos conteniendo cobalto no controlada.	No se presenta en la naturaleza en su forma metálica pura; integra más de 70 minerales naturales, incluyendo sulfuros, arseniuros, sulfoarseniuros y óxidos.
Cobre (Cu)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la industria textil, producción y uso de pinturas antifouling para buques, producción de conductores eléctricos, fabricación de cañerías, monedasy utensilios de cocina, producción y uso de preservadores de madera, plaguicidas, fungicidas y fertilizantes, y actividad minera.	
Cromo (Cr)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas dela industria del cromado y enchapado metálico, fundición de metales no ferrosos, producción de pigmentos y pinturas, curtido de cueros, produccióny uso de preservantes para maderas y fertilizantes, fabricación y uso de catalizadores químicos, industria cosmética y fabricación de productos de limpieza, producción y uso de tintas para máquinas fotocopiadoras, industria del plástico, caucho y vidrio, actividad minera, extracción y combustiónde hidrocarburos y carbón, producción de cemento, producción de pulpa de madera y papel, industria textil, fabricación de productos clorados alcalinos, e industria petroquímica. Efluentes domiciliarios, incluyendo los derivados de pequeñas industrias urbanas. Escorrentía de zonas urbanizadas e industriales.	El cromo hexavalente (Cr ⁶⁺) es la especie química dominante encontrada en las aguas superficiales, mientras que el cromo trivalente (Cr ³⁺) predomina en sedimentos, humedales y pantanos. El alto potencial de oxidación, solubilidad y capacidad de ingreso por las membranas biológicas determinan que el Cr ⁶⁺ resulte más tóxico que el cromo trivalente.
Estaño (Sn)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas dela combustión de carbón de piedra y madera, incineración de residuos y lodos, fabricación y uso de aleaciones, tales como soldadura de estaño-plomo, producción y uso de plaguicidas ¹ , preservantes de madera ¹ y pinturas antifouling ¹ para buques. ¹ Utilizado bajo la forma de complejos orgánicos de estaño, denominados organotinas, tales como el tributiltín (TBT).	Se cree que es un metal traza esencial en algunos organismos, incluyendo el hombre, aunque su función biológica no ha sido determinada. Los compuestos orgánicos complejos de estaño (organotinas) son persistentes, no fácilmente biodegradables y altamente tóxicos para moluscos y crustáceos.

Tabla 20: Potenciales fuentes antropogénicas de metales y metaloides (Modificado de varias fuentes).

Metal	Fuentes antropogénicas potenciales	Observaciones
Hierro (Fe)	Es el metal de más amplio uso. Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la actividad minera, industria metalúrgica ferrosa y galvanotécnica, fundición de aleaciones metálicas, fabricación de maquinarias y herramientas, vehículos de transporte, buques, componentes estructurales para la construcción. Corrosión de maquinarias y construcciones.	Es el metal más usado por la comunidad humana y el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre: Su forma mineral más común es la hematina (Fe ₂ O ₃). Es un metal traza esencial para los seres vivos, como cofactor enzimático e integrante de proteínas, como la hemoglobina. En los ambientes acuáticos, actúa como modulador de las concentraciones de nutrientes y otros metales, alterando su biodisponibilidad. Es considerado tóxico, a muy altas concentraciones, sobre plantas acuáticas.
Manganeso (Mn)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la actividad minera y procesamiento de minerales, especialmente níquel, fundición de metales, producción de aceros e hierro, combustión de hidrocarburos y carbón de piedra. Efluentes municipales y disposición final de lodos provenientes de sistemas de tratamiento de efluentes.	
Mercurio (Hg)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la fundición de metales, combustión de carbón de piedra e hidrocarburos, incineración de residuos urbanos y hospitalarios, producción de cemento, pinturas, catalizadores industriales, fungicidas (como fenilmercurio), baterías y equipamiento eléctrico, almacenamiento de residuos ricos en mercurio, producción electrolítica de cloro y soda cáustica, industria farmacéutica, extracción minera y separación de oro.	
Molibdeno (Mo)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la producción y uso de aleaciones metálicas, fabricación de elementos para iluminación, resistencias eléctricas, lubricantes, tinta para impresiones, lacas, pinturas, caucho, cueros y fertilizantes, refinerías de petróleo e industria petroquímica.	
Níquel (Ni)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la producción y utilización de aleaciones metálicas y acero inoxidable, adsorbentes industriales, electrodos y catalizadores industriales, procesamiento de alimentos, industria química y eléctrica, construcción de buques, producción de niquelados, industria metalúrgica, joyerías, refinerías de petróleo y actividad minera.	Se presenta asociado a una variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos dependiendo de las condiciones ambientales.
Plata (Ag)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la industria galvanoplástica, electrónica, química (utilizado como catalizador) y textil, fabricación de papel fotográfico, monedas, joyas, amalgamas odontológicas, espejos y vidrios especiales.	
Plomo (Pb)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la actividad minera de extracción de plomo y zinc, producción de baterías, aleaciones de cobre y plomo, cañerías, chapas, armamentos, pigmentos, vidrio y cerámicos y fertilizantes fosfatados, industria química, procesos litográficos e incineración de residuos sólidos urbanos e industriales no controlada. Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de refinerías de petróleo, combustión de hidrocarburos, fabricación de baterías, productos eléctricos, materiales para soldaduras, pigmentos, cañerías, municiones, pinturas, cerámicos, y extracción minera.	Ampliamente distribuido en distintos compartimientos ambientales
Selenio (Se)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de procesos de refinería del cobre y sus subproductos, manufactura de vidrio y caucho, pigmentos, aditivos metalúrgicos, plaguicidas, tintas para fotocopiadoras, semiconductores electrónicos, electrodos, células solares y células fotoeléctricas, industria química, electrónica y farmacéutica (usado como catalizador e ingrediente de suplementos dietarios), cosmetológica (ingrediente en shampoo), combustión de carbón de piedra y aceites no controlada.	
Talio (Tl)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la actividad minera de extracción de cobre, oro, zinc y cadmio, producción de cemento y combustión de carbón de piedra.	
Vanadio (Va)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la industria metalúrgica ferrosa, fundición de metales, fabricación y uso de aceros especiales de alta resistencia, aceros para construcción y aleaciones de titanio, utilizadas en la industria aeronáutica, nuclear y aeroespacial, fabricación de herramientas, producción de lacas, pinturas y agentes colorantes para fotografías y cinematografía, industria química (usado como catalizador en la síntesis de ácido sulfúrico, nítrico y oxidación de compuestos orgánicos), industria del plástico y electrónica, refinerías de petróleo, combustión de hidrocarburos, carbón y aceites, incineración de desechos de carbón mineral y actividad minera.	
Zinc (Zn)	Efluentes y emisiones gaseosas derivadas de la industria del galvanizado, producción de aleaciones de cobre para hacer bronce y pilas secas, industria del caucho y plástico, fabricación de las pinturas, industria cosmetológica y farmacéutica, fundición de metales y actividad minera. Efluentes domiciliarios. Escorrentía superficial proveniente de rutas y zonas asfaltadas. Corrosión de aleaciones de zinc y superficies galvanizadas.	Elemento traza esencial para plantas y animales. Raramente encontrado en la naturaleza en su forma metálica pura, ya que es altamente reactivo y genera variedad de sales solubles en agua. La mayor parte del zinc que ingresa al ambiente acuático es eventualmente depositado en los sedimentos. No es un metal altamente tóxico, pero puede ser bioacumulado en organismos acuáticos y presenta riesgo potencial para peces, aves y mamíferos.

Tabla 20: Potenciales fuentes antropogénicas de metales y metaloides (Modificado de varias fuentes).

Metal	Fuentes Antropogénicas	Fuentes Naturales	Total	AEF
Cd	8	1	9	> 12,0
Pb	300	10	310	> 6,0
Zn	130	50	180	6,0 - 3,0
Mn	40	300	340	3,0 - 1,5
Hg	100	50	150	66%

Tabla 21: Factores de Enriquecimiento Antropogénico (AEF) para metales y metaloides en la biosfera; todos los valores son expresados en 10^6 kg/año. (Modificado de Walter y colaboradores, 2001).

Sin embargo, existen excepciones, tales como la del mercurio, estaño y plomo, entre otras.

El *mercurio* en su forma orgánica, como metilmercurio, es más tóxico que el ión inorgánico; es generado a partir de diversos procesos industriales y es utilizado como biocida. La presencia de metilmercurio en el medio acuático es uno de los problemas ambientales de mayor preocupación, ya que se acumula y puede sufrir *biomagnificación* a lo largo de la cadena trófica, hasta alcanzar niveles que resultan ser tóxicos para los consumidores secundarios y terciarios, tales como los peces, aves y mamíferos. Debido a estos procesos, aún una cantidad de mercurio levemente superior a los niveles naturales puede tener efectos adversos significativos sobre los organismos acuáticos y sus *predadores*. Los efectos tóxicos del mercurio están asociados a una disminución del crecimiento, desórdenes reproductivos y *teratogénesis* y una menor duración de la vida en plantas y animales acuáticos expuestos. En los mamíferos, el mercurio actúa como una neurotoxina que daña o destruye el tejido nervioso, causando comportamiento anormal, desórdenes de alimentación, pérdida de equilibrio, falta de coordinación y parálisis de miembros.

El *estaño*, bajo su forma orgánica, como *tributiltín (TBT)*, una tributilorganotina, resulta altamente tóxico para moluscos. Las organotinas están incluidas en la formulación de plaguicidas y biocidas, preservantes de la madera y agentes contra organismos incrustantes (*"antifouling"*) en pinturas para buques. La exposición a bajas concentraciones de *TBT* por parte de *organismos no blanco* acuáticos, tales como moluscos y crustáceos, puede causar disminución del crecimiento y muerte. El *TBT* es *lipofílico* y tiende a acumularse en los tejidos y células de los organismos expuestos.

El *plomo*, en su forma orgánica, como tetraetil-plomo (*TEL*) y tetrametil-plomo (*TML*), utilizados como antidetonantes y aditivos en gasolina, causa disfunciones neurológicas en mamíferos. El *TEL* es más tóxico que el metal inorgánico sobre organismos acuáticos, tales como crustáceos, moluscos y peces, y tiende a bioacumularse, ya que es liposoluble.

Una vez liberados en el ambiente acuático, los metales son distribuidos entre los distintos compartimientos ambientales, tales como agua, sólidos en suspensión, sedimentos y biota.

La distribución de los metales y metaloides en los cuerpos de agua naturales es dependiente de los procesos de dilución, advección, dispersión, sedimentación y *adsorción / desorción*, y de las reacciones químicas con otras sustancias. Las formas químicas de los metales y metaloides que predominen en un determinado ambiente dulceacu-

En los últimos veinte años, se han llevado a cabo numerosas investigaciones sobre la toxicidad de metales, cuyos resultados han formado la base científica de la formulación de criterios de calidad de agua dirigidos a la protección de la vida acuática (Guertin y colaboradores, 2005; Eisler, 2006; Walker y colaboradores, 2006, entre muchos otros).

Se han utilizado distintos métodos para determinar la concentración de metales y metaloides en el ambiente acuático. En la actualidad, el método más comúnmente empleado es la espectrofotometría de absorción atómica (AAS).

Este procedimiento tiene la ventaja de su rapidez, sensibilidad, simplicidad y capacidad para analizar mezclas complejas con una preparación previa sencilla y, aún, sin ella. Para la mayoría de los metales y metaloides, la técnica básica involucra la atomización de flama, siguiendo las recomendaciones de los Métodos 3.111 B, C y D (APHA – AWWA – WEF, 2005). Con el objeto de determinar la presencia de muy bajas concentraciones de algunos metales en el agua y sedimentos se requiere la técnica de atomización electrotérmica en horno de grafito, de acuerdo a los procedimientos del Método 3.113 B APHA – AWWA – WEF, 2005). El método de espectrofotometría de absorción atómica por generación de hidruros puede ser usado para el arsénico, selenio y antimonio (Método 3.114 B, APHA – AWWA – WEF, 2005). El mercurio es analizado por la técnica de vapor frío (Método 3.112 B, APHA – AWWA – WEF, 2005)

En nuestro país se han llevado numerosos estudios sobre distintos cuerpos de agua dulce acuáticas que incluyen la determinación de la concentración de metales y metaloides en la columna de agua, sedimentos y biota (Verrengia- Guerrer y Kersten, 1993; Ronco, 1997; Ronco y colaboradores, 2000, 2001; Abrameto y colaboradores, 2000; Ferrer y colaboradores, 2000, 2001; Marcovecchio y colaboradores, 2001; Camilión y colaboradores, 2003; Cataldo y colaboradores, 2004; Marcovecchio, 2004; Muñiz y colaboradores, 2004; Gagneten y colaboradores, 2004, entre otros).

ícola dependerán, entonces, de las propiedades físico-químicas del agua, tales como pH, iones disueltos, potencial de óxido-reducción y temperatura, y de las características de los compuestos y complejos formados.

La adsorción es el principal proceso responsable de la remoción de los metales desde la columna de agua y su asociación a partículas en suspensión y sedimentos. Los metales adsorbidos sobre el material en suspensión son, finalmente, depositado en los sedimentos, donde pueden permanecer durante periodos prolongados. La actividad microbiológica y los procesos de óxido-reducción pueden cambiar las propiedades de los sedimentos y de los metales almacenados en ellos. La actividad de los organismos bentónicos puede remover los sedimentos, movilizarlos y resuspenderlos en la columna de agua, liberando los metales adsorbidos sobre ellos.

La generación de reacciones químicas de reducción, metilación y oxidación de las formas químicas metálicas, en el medio acuático, determinan su transformación en otras especies químicas. Estos procesos pueden ser llevados a cabo por microorganismos y algas. De acuerdo a Eisler (2006), la metilación del mercurio para generar metilmercurio, altamente tóxico, se produce cuando los microorganismos, mientras consumen sustancias orgánicas, están expuestos a la presencia de iones mercurio en el medio. Esto también parece ocurrir en el caso del arsénico, estaño y plomo.

En relación a sus efectos tóxicos sobre la biota acuática, metales como el mercurio, cadmio, plomo, arsénico y cobre, presentes a bajas concentraciones en el ambiente acuático, pueden inhibir la fotosíntesis y el crecimiento del fitoplancton. Sus efectos a niveles tróficos superiores implican la inhibición del desarrollo embrionario, malformaciones y crecimiento reducido de adultos de peces, moluscos y crustáceos.

En la **TABLA 22** se indica el rango de concentraciones de metales y metaloides en distintos ríos de la República Argentina, los que han sido considerados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación para la elaboración de los niveles guía de calidad de agua ambiente para esos contaminantes.

Metal	Nº Datos	Rango	Observaciones
Cadmio (Cd)	96	< 2 – 50 ^a µg/L	Muestras filtradas de ríos Uruguay, Paraná, Iguazú y de la Plata; Período 1988-1996
Cromo Total (Cr)	54	< 5 – 26 ^b µg/L	Muestras filtradas de ríos Paraná, Uruguay y de la Plata; período 1987-1996
Cobre (Cu)	89	< 2 – 55 µg/L	Muestras filtradas de ríos Uruguay y Paraná; Período 1987-1994
Níquel (Ni)	11	< 5 – 8,4 µg/L	Muestras filtradas y sin filtrar de ríos Paraná y de la Plata; Período 1993-1995
Hierro (Fe)	74	< 0,25–1,43 mg/L	Muestras filtradas del río Uruguay; Período 1987-1990
Mercurio (Hg)	63	< 1 – 1,1 ^c µg/L	Muestras filtradas de ríos Paraná, Uruguay y de la Plata; período 1988-1994
Plomo (Pb)	48	< 2 – 40 ^d µg/L	Muestras filtradas de ríos Uruguay, Paraná, Iguazú y de la Plata; Período 1988-1995
Zinc (Zn)	84	< 2 – 320 ^d µg/L	Muestras filtradas de ríos Uruguay, Paraná, Iguazú y de la Plata; Período 1988-1994

Tabla 22: Rango de concentraciones de metales y metaloides en distintos ríos de la República Argentina, considerados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación para la elaboración de los niveles guía de calidad de agua ambiente (Modificado de Subsecretaría de Recursos Hídricos, 2003a, 2003b, 2004a, 2004b, 2004c, 2005a, 2005b, 2005c).

^aEl mayor valor fue determinado en el río Paraná, Puerto Libertad, Misiones. -^bEl mayor valor fue determinado en el río de la Plata, Toma Planta Gral. Belgrano, provincia de Buenos Aires. -^cEl mayor valor fue determinado en el río Paraná, Puerto Rosario, Santa Fe. -^dEl mayor valor fue determinado en el río Iguazú, Puerto Iguazú, Misiones. -^eEl mayor valor fue determinado en el río Uruguay, El Soberbio, Misiones.

Metal	Nivel Guía para la protección de la vida acuática (agua dulce)	Observaciones
Bario (Ba)	≤0,3 mg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Berilio (Be)	≤0,8 mg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Cadmio (Cd)	≤ e _{0,7625 (ln dureza) – 1,6320} µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada; dureza expresada como mg CaCO ₃ /L
Cobalto (Co)	≤1,9 µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Cobre (Cu)	≤ e _{1,1208 (ln dureza) – 7,3111} µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada; dureza expresada como mg CaCO ₃ /L
Cromo hexavalente (Cr ⁶⁺)	≤2,5 µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Cromo trivalente (Cr ³⁺)	≤ e _{0,8295 (ln dureza) – 0,0261} µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada; dureza expresada como mg CaCO ₃ /L
Cromo total	≤2,5 µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada; sólo si se determina cromo total
Hierro (Fe)	≤1,37 mg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Manganeso (Mn)	≤0,8 mg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Mercurio total	≤0,029 µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada; sólo si se determina mercurio total
Molibdeno (Mo)	≤10 µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Níquel	≤ e _{0,8684 (ln dureza) – 0,9129} µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada; dureza expresada como mg CaCO ₃ /L
Plata (Ag)	≤0,028 mg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Plomo (Pb)	≤1,59 mg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Selenio total	≤2,5 µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada; sólo si se determina mercurio total
Talio (Tl)	≤3,5 mg/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Vanadio (Va)	≤0,26g/L	Para muestra de agua dulce filtrada
Zinc (Zn)	≤ e _{1,1096 (ln dureza) – 1,2963} µg/L	Para muestra de agua dulce filtrada; dureza expresada como mg CaCO ₃ /L

Tabla 23: Niveles Guía para calidad de agua ambiente para metales y metaloides dirigidos a la protección de la biota dulceacuícola, elaborados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2008).

La Subsecretaría de Recursos Hídricos ha establecido los niveles guía para cuerpos de agua naturales dirigidos a la protección de la vida acuática, los que se resumen en la **TABLA 23**. La especiación química de algunos metales, tales como el cadmio, cobre, cromo trivalente, níquel y zinc, y, en consecuencia, su toxicidad frente a la biota acuática, está determinada por el pH y la dureza del agua. En consecuencia, los niveles guía para esos metales son expresados como una ecuación dependiente del valor de dureza del agua de la muestra filtrada analizada.

Compuestos orgánicos

5.5.3

Los compuestos orgánicos están formados por combinaciones de átomos de carbono unidos, covalentemente, a hidrógeno y oxígeno, y, en algunos casos, nitrógeno, fósforo y otros elementos.

Más recientemente, se ha observado con preocupación la utilización y emisión al ambiente de compuestos químicos que interfieren con la función normal de los mecanismos hormonales en humanos y animales, denominados genéricamente “disruptores endocrinos”.

Se calcula que existen entre 70.000 y 100.000 tipos de moléculas orgánicas diferentes que son producidas, comercializadas y utilizadas por la sociedad humana, y que cada año se producen 1.500 nuevos compuestos que ingresan al mercado (UNEP, 2006). Entre ellas, existe un considerable número que es emitido directamente, sin haber sufrido alteraciones químicas previas, a los cuerpos de agua dulceacuáticas. En otros casos, los subproductos derivados de la degra-

dación de estos compuestos orgánicos, como resultado del tratamiento de efluentes y residuos, son liberados a los ambientes acuáticos.

Los compuestos químicos orgánicos son utilizados para fabricar virtualmente casi todos los productos manufacturados por el hombre y juegan un rol importante en la vida diaria de la comunidad humana. Así, protegen los cultivos del ataque de plagas, incrementando su rendimiento, previenen y curan enfermedades, proveen aislamiento para reducir el uso de energía y generan innumerables beneficios que facilitan la vida de las personas. Sin embargo, estas sustancias orgánicas pueden producir efectos adversos sobre la salud humana y sobre el ambiente cuando su producción, utilización y disposición final no es manejada responsablemente.

El comportamiento y los efectos sobre el ambiente de los compuestos orgánicos dependen de su estructura molecular, peso molecular, forma en el espacio y la presencia de grupos funcionales determinantes de su potencial toxicidad. En consecuencia, es importante conocer la estructura molecular de los compuestos orgánicos a fin de predecir su destino y potenciales efectos sobre la biota y el ecosistema.

En los últimos veinte años, la producción de productos químicos complejos se ha desplazando desde los países desarrollados hacia los países en desarrollo en América del Sur, Asia y África (UNEP, 2006). En consecuencia, esta problemática resulta de especial interés para nuestro país.

Aunque el impacto de las moléculas orgánicas sobre los ambientes acuáticos es complejo, a veces desconocido y otras veces sometido a un fuerte debate en la comunidad científica, algunos efectos negativos están bien documentados, como en el caso de las sustancias orgánicas altamente persistentes, bioacumulables en la biota y/o tóxicas, tal como ocurre con los *bifenilos*

*poli*clorados (PCBs) y las *dioxinas*. Algunos de estos compuestos pueden ser transportados a lo largo de grandes distancias a través de la atmósfera y los ecosistemas acuáticos, alcanzando áreas donde nunca han sido utilizados.

Las moléculas orgánicas pueden potencialmente generar efectos negativos sobre el hombre y el ambiente durante el ciclo completo de su producción, comercialización, uso y disposición final.

Durante el proceso de producción, la utilización de materias primas y fuentes de energía, como gas natural e hidrocarburos, puede impactar sobre el ambiente, ya que su combustión puede conducir a la emisión de dióxido de carbono, óxidos de nitrógeno y *compuestos orgánicos volátiles (VOCs)*. Mencionaremos más adelante las características de este último grupo de sustancias. El procesamiento de las materias primas puede resultar en la liberación al medio de ellas mismas o sus subproductos, lo que puede generar un impacto negativo sobre el ecosistema acuático.

Con respecto a las decenas de miles de productos químicos orgánicos que son comercializados y utilizados, existe una limitada información acerca de los volúmenes generados y liberados al ambiente y sus efectos sobre la biota y el ecosistema. Es necesario mencionar que existe, aún, un menor conocimiento acerca de la composición y propiedades de las múltiples mezclas de las sustancias orgánicas emitidas al medio y sus efectos sobre los organismos y el ambiente expuestos a ellas.

En consecuencia, hay un gran número de sustancias químicas individuales y mezclas de compuestos cuyos riesgos no han sido evaluados ni se han establecido criterios para su manejo debido a que la información científica necesaria aún no está disponible o es incompleta.

Se producen, comercializan y utilizan decenas de miles de compuestos químicos orgánicos, los que potencialmente pueden alcanzar el ambiente, sin embargo, la mayoría de ellos no se producen en grandes volúmenes. Así, dentro de la Comunidad Económica Europea, sólo 2.500 sustancias químicas orgánicas son producidas en cantidades que superan las 1.000 toneladas anuales (OECD, 2001). En la **TABLA 24** se compara la producción de sustancias químicas, sin discriminar su condición orgánica o inorgánica, por número de compuestos producidos y volumen generado en la Comunidad Económica

Toneladas/año	Por número de sustancias (%)		Por volumen de producción (%)	
	Europa	Japón	Europa	Japón
> 1 millón	1,34	0,7	75,68	77,9
100.000 - 1 millón	3,50	2,3	19,84	16,2
10.000 - 100.000	6,12	5,8	3,46	4,2
1.000 - 10.000	14,73	16,0	0,83	1,3
100 - 1.000	28,45	32,7	0,16	0,3
10 - 100	45,86	42,7	0,03	0,0

Tabla 24: Producción de compuestos químicos en número de sustancias y volumen dentro de la Comunidad Económica Europea y Japón (Modificado de OECD, 2001).

Europea y Japón (OECD, 2001). Como puede observarse, el mayor volumen de producción corresponde a un porcentaje variable, entre 0,7 % y 1,34%, del total de sustancias generadas.

Los compuestos químicos orgánicos producidos en mayor volumen, con elevada persistencia en el ambiente, potencial bioacumulación en la biota y/o toxicidad sobre los organismos vivos expuestos suelen ser incluidos en las normativas nacionales e internacionales y son sujetos de particular preocupación.

Los COPs incluyen un amplio rango de sustancias, tales como:

- ❖ Productos químicos producidos intencionalmente usados en la agricultura, en el control de enfermedades, en la manufactura de productos y en distintos procesos industriales, tales como los bifenilos policlorados (PCBs), utilizados en transformadores eléctricos y como aditivos en pinturas y lubricantes, y el DDT, el cual aún es utilizado para el control de mosquitos, con el objeto de evitar los casos de malaria en algunas partes del mundo (Asia y África); y
- ❖ Productos químicos generados no intencionalmente, tales como dioxinas, que se liberan como resultado de algunos procesos industriales y de la combustión e incineración de desechos municipales y hospitalarios.

Los doce COPs cubiertos por la Convención de Estocolmo, denominados comúnmente como “La docena sucia” (TABLA 25), comprenden:

- ❖ Nueve plaguicidas, tales como aldrin, clordano, DDT, dieldrin, endrin, heptacloro, hexaclorobenceno, mirex y toxafeno
- ❖ Dos productos químicos industriales, incluyendo bifenilos policlorados (PCBs) y hexaclorobenceno, mencionado también entre los plaguicidas, y
- ❖ Dos subproductos generados no intencionalmente, derivados del proceso de producción de otras sustancias, tales como dioxinas y furanos.

Uno de los objetivos de la conferencia realizada en el año 2006 fue, además, establecer un proceso para evaluar futuros candidatos a integrar esta lista inicial.

La Convención de Estocolmo sobre *Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs)*, que se reunió en Uruguay en el año 2006, ha evaluado la necesidad de eliminar la utilización y emisión al ambiente de algunos de los más peligrosos productos químicos orgánicos generados como consecuencia de la actividad humana (UNEP, 2006a).

Un gran número de compuestos orgánicos persistentes (*COPs*) fueron ampliamente utilizados por la industria a partir de la Segunda Guerra Mundial, proveyendo beneficios para el control de plagas y enfermedades, la producción agrícola y la industria. Sin embargo, muchos de ellos han tenido efectos adversos sobre la salud humana y el ambiente.

El movimiento de los *COPs* en el ambiente es complejo, ya que un número considerable de ellos pueden coexistir en diferentes fases, en forma gaseosa o asociados a partículas en suspensión en el aire, por ejemplo, y pueden ser intercambiados entre distintos ambientes. Algunos *COPs* pueden ser transportados a gran distancia cuando se evaporan desde el agua hacia el aire o cuando se adsorben sobre el material en suspensión en el aire, siendo llevados por los vientos a gran distancia. Posteriormente, pueden retornar a los ambientes terrestres y acuáticos con las precipitaciones y la escorrentía resultante o a través de organismos migratorios, tales como algunas aves.

Numerosos estudios han asociado la exposición a algunos de estos *COPs* a la mortalidad, reducción en el crecimiento y presencia de malformaciones en peces, aves y mamíferos, entre otros grupos de organismos.

Algunos COPs pueden bioacumularse en los seres vivos y biomagnificarse a través de la cadena trófica, afectando a los consumidores de segundo o tercer orden.

Los *COPs* pueden ser depositados en los ecosistemas dulceacuícolas a través de la emisión de efluentes, la deposición atmosférica y escorrentía, entre otros medios. Debido a

Sustancia química orgánica persistente	Observaciones
Aldrin	Producido intencionalmente, plaguicida
Clordano	Producido intencionalmente, plaguicida
Diclorodifenil tricloroetano (DDT)	Producido intencionalmente, plaguicida
Dieldrin	Producido intencionalmente, plaguicida
Endrin	Producido intencionalmente, plaguicida
Heptacloro	Producido intencionalmente, plaguicida
Hexaclorobenceno	Producido intencionalmente; plaguicida, producto químico industrial utilizado en fabricación de armamento, municiones, plástico, caucho y otras sustancias. Producido no intencionalmente, como resultado de algunos procesos industriales y combustión, y presente como impureza de otros productos químicos.
Mirex	Producido intencionalmente, plaguicida
Toxafeno	Producido intencionalmente, plaguicida
Bifenilos policlorados (PCBs)	Producido intencionalmente, uso industrial en capacitores y transformadores eléctricos, aditivo de pinturas, papel de imprenta libre de carbono y plásticos. Producido no intencionalmente, como resultado de combustión no controlada.
Dibenzo-p-dioxinas policloradas (dioxinas)	Producido no intencionalmente, como subproducto de algunos procesos industriales y combustión de desechos municipales y hospitalarios, y como impureza en ciertos herbicidas, preservantes de madera y mezclas de PCBs
Dibenzofuranos policlorados (furanos)	Producido no intencionalmente, como subproducto de algunos procesos industriales y combustión de desechos municipales y hospitalarios, y como impureza en ciertos herbicidas, preservantes de madera y mezclas de PCBs.

Tabla 25: La “Docena Sucia” (Modificado de UNEP, 2006a).

su baja solubilidad en agua, pueden unirse fuertemente a la materia particulada en los sedimentos acuáticos. Como resultado de ello, los sedimentos pueden actuar como reservorios de estos compuestos, donde permanecen secuestrados y no biodisponibles durante períodos prolongados. Si los sedimentos son perturbados, sin embargo, pueden ser reintroducidos en el ecosistema y la cadena trófica, convirtiéndose en una potencial fuente de contaminación local, y aún, global.

Numerosos países han prohibido la utilización y producción de muchos de estos compuestos orgánicos persistentes en su territorio. En nuestro país se ha prohibido la utilización de PCBs, DDT, aldrin, entre otros; sin embargo, nuestros ecosistemas pueden estar aún en riesgo dados la persistencia de estas sustancias en el ambiente y su transporte mediante el viento y el agua.

En relación a los nuevos productos químicos generados por la industria, muchos países requieren una evaluación de riesgo previa a su producción y comercialización respecto de su potencial emisión al ambiente y sus efectos sobre la salud humana (UNEP, 2006b). Así ocurre en nuestro país, por ejemplo, para los plaguicidas y sus formulados comerciales que se intentan introducir en el mercado agrícola ganadero. Esta evaluación es realizada por el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA), dependiente de la Secretaría de Agricultura Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA), a través de la Coordinación General de Agroquímicos y Biológicos, Registro de Agroquímicos, de acuerdo a las normas establecidas por la Resolución SAGPyA N 350/99 que aprueba el

Manual de Procedimientos, Criterios y Alcances para el Registro de Productos Fitosanitarios en la República Argentina.

Considerando la gran diversidad de compuestos orgánicos producidos, comercializados y utilizados por la sociedad humana que potencialmente pueden alcanzar los cuerpos de agua naturales, se han intentado diversas clasificaciones para agruparlos teniendo en cuenta su estructura química, propiedades físico-químicas, uso, persistencia en el ambiente, etc. En consecuencia, dependiendo del criterio o criterios de clasificación considerados una misma sustancia puede ser incluida en varias categorías al mismo tiempo (TABLA 26).

En la TABLA 26 se incluye una de las posibles clasificaciones de compuestos orgánicos sobre la base de su estructura química, uso y propiedades físico-químicas, centrandó la atención en aquellos compuestos detectados en efluentes y cuerpos de agua naturales. Todos ellos son considerados como contaminantes de interés prioritario en las normativas nacionales e internacionales, sobre la base del conocimiento actual acerca de su conocida o

Contaminante	Propiedades	Observaciones
Alquenos organoclorados	Usados como solventes y desgrasadores. Incluyen tetracloroetano o percloroetileno (PCE, solvente) y tricloroetano o tricloroetileno (TCE, solvente y desgrasador). Han sido mencionados previamente entre los VOCs.	Contaminantes frecuentes en aguas superficiales y subterráneas. Pueden presentar alta toxicidad aguda sobre organismos acuáticos.
Fenoles	Se presentan como sólidos o líquidos incoloros o rosados, con olor característico. Son producidos y usados en grandes volúmenes como desinfectantes generales, reactivos en los procesos de refinación del petróleo, en la producción de resinas sintéticas, colorantes, fertilizantes, explosivos, pinturas, removedores de pinturas, drogas, productos farmacéuticos, textiles y coque (combustible derivado del carbon).	Son moderadamente persistentes en el agua, con una vida media de 2 a 20 días. A elevadas concentraciones, sus efectos tóxicos agudos incluyen mortalidad en peces, aves y mamíferos, y disminución del crecimiento en plantas acuáticas. Los efectos tóxicos crónicos incluyen disminución en la fertilidad y tasa reproductiva, y cambios en el comportamiento. No son bioacumulables en la biota acuática. Se sospecha que pueden ser cancerígenos.
Fenoles Clorados	Incluyen compuestos sintetizados para uso comercial y subproductos derivados de otros procesos industriales, tales como la fabricación de pulpa de madera y papel. Entre las sustancias de uso industrial y comercial, se cuentan preservantes de madera (triclorofenol- TCP, pentaclorofenol - PCP), fungicidas (PCP) y precursores para la síntesis de otros productos.	Moderadamente persistentes en el ambiente, dependiendo del pH del medio. Potencial bioacumulación en la biota acuática.
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs)	Grupo de más de 100 compuestos formados por dos o más anillos aromáticos fusionados. Sus propiedades físico-químicas individuales dependen de su peso molecular y estructura química. Presentan baja solubilidad en agua. Se presentan como mezclas complejas de productos. Son generados como subproductos de la combustión incompleta de materia orgánica (incendios forestales, residuos orgánicos industriales y municipales, combustibles fósiles y tabaco), en la producción y uso de creosota (preservante de madera), asfaltos, derivados de petróleo, pulpa de madera y papel, productos farmacéuticos, colorantes, plásticos, plaguicidas, aluminio y maquinaria industrial. Pueden ser emitidos a partir de rutas asfaltadas y refinarias de petróleo. Incluyen compuestos como el benzopireno, naftaleno, antraceno, criseno, fenantreno, pireno y naftaceno, entre otros.	En los ambientes acuáticos, se adsorben sobre el material sólido en suspensión y son depositados en los sedimentos, donde pueden persistir durante periodos prolongados (meses). Pueden ser degradados lentamente por microorganismos presentes en el medio, dependiendo de su peso molecular. PAHs de alto peso molecular se bioacumulan en sedimentos y biota, particularmente en invertebrados. Algunos son carcinogénicos, como el benzo-pireno, o precursores de metabolitos carcinogénicos. Pueden ser metabolizados por vertebrados. PAHs de bajo peso molecular presentan de moderada a alta toxicidad aguda y crónica sobre biota acuática.

Tabla 26: Compuestos orgánicos detectados en efluentes y cuerpos de agua naturales, considerados como contaminantes prioritarios. Una determinada sustancia puede ser incluida en varias categorías dependiendo del criterio de clasificación considerado (Modificado de varias fuentes). →

Contaminante	Propiedades	Observaciones
Bifenilos policlorados (PCBs)	Grupo de 209 hidrocarburos clorados sintéticos, relacionados por su estructura y asociados a átomos de cloro (1 a 10). Durante su síntesis, se producen mezclas complejas de moléculas, que se comercializan. Presentan alto peso molecular, baja presión de vapor y alta estabilidad química. Son altamente solubles en lípidos y poco solubles en agua. Son usados como lubricantes, conductores de calor en transformadores eléctricos, aditivos para aumentar la plasticidad o fluidez de un líquido y otras aplicaciones.	Se presentan en el ambiente como mezclas complejas. En los ambientes acuáticos, se adsorben sobre material sólido en suspensión y son depositados en sedimentos, donde permanecen durante periodos prolongados. No son rápidamente metabolizados ni degradados por la biota. Producen efectos tóxicos agudos significativos sobre mamíferos y primeros estadios de vida de peces. Pueden ser bioacumulados en la biota acuática y biomagnificados a través de la cadena trófica. Se los considera como probables carcinógenos sobre mamíferos y otros organismos.
Bifenilos polibrominados (PBBs)	Grupo de 209 hidrocarburos brominados, con una estructura similar a la de los PCBs, donde el cloro es reemplazado por átomos de bromo (2 a 10). Presentan propiedades similares a los PCBs. Son poco solubles en agua. Se producen y comercializan como mezclas complejas. Son usados como retardantes de fuego adicionados a plásticos duros, productos electrónicos y textiles. Incluyen el hexabromobifenilo, octabromobifenilo y decabromobifenilo, entre otros.	Similar destino ambiental que los PCBs. Se adsorben sobre las partículas orgánicas en suspensión y son depositadas en sedimentos. Son muy resistentes a la degradación y altamente persistentes en el ambiente. Son bioacumulables y biomagnificables a través de la cadena trófica. Su toxicidad aguda sobre organismos acuáticos es baja, pero su potencial bioacumulación y biomagnificación puede determinar la existencia de efectos tóxicos sobre consumidores secundarios y terciarios.
Compuestos organometálicos	Grupo de compuestos orgánicos no definidos, asociados a átomos de metal. La adición de grupos orgánicos al metal puede incrementar su biodisponibilidad y toxicidad. El estaño, relativamente no tóxico, puede ser transformado en tributiltín (TBT), uno de los compuestos más tóxicos liberados en el ambiente. Algunos compuestos organometálicos son sintetizados para su uso industrial, como el tributiltín (TBT). Otros, como el metilmercurio, son generados por transformaciones microbiológicas que se producen en el ambiente. Incluyen compuestos órgano-plomo (tetralquilplomo, utilizado como aditivo de la gasolina), órgano-mercurio (producidos a través de procesos naturales y sintetizados como biocidas), organotinas (usadas como catalizadores, estabilizadores de polímeros, insecticidas, fungicidas y preservantes de madera, como el trimetilítin -TMT y tributiltín- TBT).	Compuestos órgano-plomo: elevada toxicidad aguda para la biota acuática. Organo-mercurio: Elevada toxicidad sobre la biota acuática; altamente bioacumulable y biomagnificable a través de la cadena trófica. Organotinas: Bioacumulables y altamente tóxicos en moluscos, crustáceos, peces y algas dulceacuícolas. Pueden actuar como disruptores endocrinos, generando el desarrollo de características masculinas en hembras de moluscos expuestos en mamíferos, afectan el sistema endocrino, reproductivo, nervioso e inmune, estructura ósea e hígado a concentraciones elevadas. La toxicidad decrece al aumentar la longitud y peso molecular de la porción orgánica.
Surfactantes y agentes tensioactivos	Compuestos orgánicos anfipáticos que disminuyen la tensión superficial de un líquido, permitiendo su dispersión. Son solubles en solventes orgánicos y agua. Incluyen surfactantes aniónicos, más comúnmente utilizados (perfluoro-octanoato - PFO, perfluoro-octanosulfonato - PFOS, dodecil-sulfato de sodio - SDS, laurel sulfato de amonio, jabones, entre otros), catiónicos (bromuro de cetil-trimetil- amonio -CTAB, cloruro de cetilpiridinio - CPC, entre otros) y no iónicos (octal glucósido, polisorbato, como Twenn 20 y Tween 80, entre otros). Utilizados en variadas aplicaciones industriales y domiciliarias, incluyendo manufactura y uso de detergentes, emulsificadores, pinturas, adhesivos, tintas de impresión, dispersantes, ceras, papel reciclado, productos farmacológicos, cosméticos y plaguicidas, entre muchos otros.	En la industria y actividades domiciliarias, se extiende la tendencia a utilizar surfactantes biodegradables en el ambiente. En los ambientes acuáticos, generan la formación de espumas, afectando el intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera. Pueden presentar elevada toxicidad aguda sobre algas, plantas acuáticas y peces dulceacuícolas. En su formulación interviene el fósforo, cuya liberación aumenta la concentración de nutrientes en el medio y genera fenómenos de eutrofización.
Plaguicidas organoclorados	Compuestos sintéticos no polares formados por una estructura hidrocarbonada asociada a átomos de cloro, con elevado peso molecular. Son altamente solubles en lípidos. Incluyen el dicloro-difenil-tricloroetano (DDT), clordano, aldrín, dieldrin, heptacloro, metoxicloro, kepone, lindano, toxafeno, ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4-D) y ácido 2,4,5- triclofenoxiacético (2,4,5-T, agente naranja), entre otros.	Alta persistencia en el ambiente; reducida biodegradabilidad. Potencial bioacumulación y biomagnificación a lo largo de la cadena trófica. Algunos actúan como disruptores hormonales, afectando la reproducción de invertebrados y peces dulceacuícolas, aves y mamíferos. El heptacloro es un probable carcinógeno sobre mamíferos.

Tabla 26: Compuestos orgánicos detectados en efluentes y cuerpos de agua naturales, considerados como contaminantes prioritarios. Una determinada sustancia puede ser incluida en varias categorías dependiendo del criterio de clasificación considerado (Modificado de varias fuentes). →

Contaminante	Propiedades	Observaciones
Plaguicidas organofosforados	Compuestos sintéticos derivados del ácido ortofosfórico. Son más solubles en agua que los organoclorados. Incluyen el paratión, malatión, diazinón, clorpirifos, fentión, entre otros.	Presentan menor persistencia en el ambiente que los organoclorados y no se acumulan en sedimentos. En algunos casos, su degradación en el medio implica la formación de compuestos fenólicos, tóxicos y persistentes en el ambiente. Los invertebrados no son capaces de detoxificarlos, por lo que, en ellos, retienen su toxicidad. Inhiben la actividad acetilcolinesterásica, involucrada en la transmisión del impulso nervioso en los organismos, por lo que su toxicidad no es específica, afectando a distintos grupos de seres vivos. Son altamente tóxicos para mamíferos y biota acuática, particularmente, invertebrados.
Plaguicidas carbamatos	Compuestos sintéticos derivados de la piretrina (insecticida natural). Presentan baja solubilidad en agua. Incluyen, entre otros, la cipermetrina, deltametrina, aletrina, fenvalerato, cicletrina y ciflutrina.	Son degradados rápidamente en el ambiente acuático. Producen inhibición de la actividad acetilcolinesterásica, afectando la transmisión del impulso nervioso y, al igual que los organofosforados, su toxicidad es poco específica. Son moderadas a altamente tóxicas sobre peces e invertebrados dulceacuícolas. Algunos de ellos pueden bioacumularse en peces, debido a su baja tasa de metabolización. Presentan baja toxicidad sobre mamíferos, ya que son hidrolizados metabólicamente.
Plaguicidas piretroides	Derivados sintéticos del ácido carbámico. Son más polares y más solubles en agua que los organoclorados. Incluyen el carbaril, carbofurano, aldicarb, entre otros.	Se degradan rápidamente en el ambiente; se adsorben sobre partículas en suspensión en el medio. Presentan baja toxicidad sobre mamíferos y elevada toxicidad sobre peces e invertebrados dulceacuícolas.
Herbicidas aromáticos	Grupo formado por compuestos sintéticos, estructurados sobre la base de anillos aromáticos, utilizados para el control de malezas. Presentan alta solubilidad en agua. Incluyen productos como paraquat, diquat y triazinas (atrazina), propanil, trifluralina, entre otros. Los fenoxiherbicidas (2,4-D y 2,4,5-T) son usados como disruptores de la regulación del crecimiento de plantas y defoliantes.	Ingresa al ambiente acuático por aplicación directa, escorrentía o deposición atmosférica. Presentan toxicidad variable asociada a su estructura química. Algunos han mostrado elevada toxicidad aguda sobre algas y baja toxicidad sobre peces e invertebrados dulceacuícolas. Otros, como la atrazina, presentan baja toxicidad sobre peces, pero son bioacumulables en ellos.
Dibenzo-dioxinas policloradas (PCDDs)	Grupo de 75 especies químicas compuestas por anillos aromáticos asociados a átomos de cloro. Son subproductos de combustión de materia orgánica y procesos industriales diversos, tales como la manufactura de pulpa de madera y papel, herbicidas aromáticos, preservadores de madera, PCBs y clorofenoles. Son altamente solubles en lípidos.	Térmicamente estables y persistentes en el ambiente; se adsorben sobre partículas sólidas en suspensión y son depositados en sedimentos. Presentan toxicidad variable; las formas 2,3,7,8-tetracloradas son las más tóxicas. Algunas se bioacumulan en el hombre y biota acuática. Otras dioxinas son teratogénicas, inmunotóxicas y sospechadas como carcinogénicas sobre mamíferos.
Dibenzofuranos policlorados (PCDFs)	Grupo de 135 especies químicas compuestas por dos anillos aromáticos asociados a átomos de cloro. Son poco solubles en agua. Son liberados al ambiente como contaminantes de productos comerciales, tales como PCBs, clorofenoles y carbón de hulla, o como subproductos de la combustión de materia orgánica (tabaco).	Son persistentes en el ambiente; se adsorben sobre partículas sólidas en suspensión y son depositados en sedimentos. Presentan elevada toxicidad aguda sobre peces e invertebrados dulceacuícolas. Son altamente bioacumulables en peces y otros organismos dulceacuícolas. Son carcinogénicos sobre mamíferos.

Tabla 26: Compuestos orgánicos detectados en efluentes y cuerpos de agua naturales, considerados como contaminantes prioritarios. Una determinada sustancia puede ser incluida en varias categorías dependiendo del criterio de clasificación considerado (Modificado de varias fuentes).

sospechada *carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad* y/o toxicidad aguda sobre la biota acuática, terrestre y la población humana expuesta.

Los métodos analíticos utilizados para identificar y cuantificar la presencia de compuestos orgánicos individuales en agua y sedimentos requieren el uso de instrumentos sofisticados, capaces de medir concentraciones muy bajas, en el rango de 10-12 a 10-3 mg/L. Los métodos más comúnmente utilizados con ese fin son la cromatografía gaseosa (GC) y la *cromatografía líquida de alta resolución (HPLC)*.

Se han empleado distintos tipos de detectores para cada método, los que permiten aumentar la eficiencia y precisión de la determinación, dependiendo de la naturaleza del compuesto orgánico a ser analizado. Los detectores típicos usados, asociados a la cromatografía gaseosa, incluyen el detector de *conductividad electrolítica*, de *captura de electrones (ECD)*, de *ionización de llama (FID)*, de *fotoionización*, y el *espectrómetro de masa (GCMS)*. Los detectores típicamente utilizados junto con la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) incluyen la *matriz lineal de fotodiodos (PDAD)*, y el *reactor post columna (PCR)*.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos ha establecido niveles guía para ecosistemas dulceacuícolas, dirigidos a la protección de la vida acuática, para un número importante de compuestos orgánicos individuales, los que se resumen en la **TABLA 27**.

Compuesto Orgánico	Nivel Guía para la protección de la vida acuática (agua dulce)	Categoría
acroleína	1,35 µg/L	VOCs
aldicarb	0,95 µg/L	Plaguicida carbamato
atrazina	3,0 µg/L	Herbicida aromático
bromoxinil	0,85 µg/L	Herbicida aromático triazina
captan	2,0 µg/L	Plaguicida organoclorado, fungicida
carbaril	0,5 µg/L	Plaguicida carbamato, fungicida
carbendazim	1,0 µg/L	Plaguicida carbamato, fungicida
carbofurano	0,5 µg/L	Plaguicida carbamato, insecticida, acaricida, nematocida
cianazina	1,9 µg/L	Herbicida aromático, triazina
cipermetrina	0,6 µg/L	Plaguicida piretroide, insecticida
clordano	0,08 µg/L	Plaguicida organoclorado, insecticida

Tabla 27: Niveles guía para calidad de agua ambiente para compuestos orgánicos individuales dirigidos a la protección de la biota dulceacuícola elaborados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (Modificado de Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2008). En todos los casos, las determinaciones se realizan sobre muestras de agua dulce sin filtrado previo. →

Es necesario mencionar que muchos de los compuestos orgánicos individuales pueden ser analizados mediante dos o más de los métodos indicados. Así, los compuestos orgánicos volátiles (VOCs) pueden ser analizados mediante cromatografía gaseosa – espectrometría de masa (GCMS) o por cromatografía gaseosa de columna capilar (GC), siguiendo las recomendaciones de los Métodos 6.200 VOCs B y C (APHA – AWWA – WEF, 2005), respectivamente. La concentración de fenoles puede ser determinada por cromatografía gaseosa con extracción líquido-líquido, utilizando un detector de ionización de llama (FID) o de captura de electrones (ECD), o por cromatografía gaseosa – espectrometría de masa (GCMS) con extracción líquido – líquido, de acuerdo a las recomendaciones de los Métodos 6.420 B y C (APHA – AWWA – WEF, 2005), respectivamente. En el caso de los PCBs, es posible utilizar cromatografía gaseosa con extracción líquido-líquido o cromatografía gaseosa – espectrometría de masa (GCMS) con extracción líquido – líquido, de acuerdo a los Métodos 6.431 B y C, respectivamente (APHA – AWWA – WEF, 2005).

Compuesto Orgánico	Nivel Guía para la protección de la vida acuática (agua dulce)	Categoría
clorpirifos	0,006 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
deltametrina	1,0 µg/L	Plaguicida piretroide, insecticida
diazinón	0,02 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
diclorvos	7,8 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
dimetoato	6,4 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
diurón	4,5 µg/L	Herbicida aromático derivado de la urea
endosulfán	7,0 µg/L	Plaguicida órganoclorado, insecticida
etión	2,6 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
fenantreno	7,3 µg/L	PAHs
fenitrotión	0,02µg/L	Plaguicida órganoclorado, insecticida
fentión	0,114 µg/L	Plaguicida órganoclorado, insecticida
fenvalerato	5,0 µg/L	Plaguicida piretroide, insecticida
fluoranteno	0,1 µg/L	PAHs
glifosato	0,24 µg/L	Herbicida órganofosforado con características particulares
heptacloro + epóxido de heptacloro	0,02 µg/L	Plaguicida órganoclorado, insecticida
lindano	0,02 µg/L	Plaguicida órganoclorado, insecticida
linurón	0,23 µg/L	Herbicida aromático derivado de la urea
malatión	0,1 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
metil azinfós	0,02 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
metomil	0,4 µg/L	Plaguicida carbamato, insecticida
metoxicloro	0,076 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
metribuzin	2,9 µg/L	Herbicida aromático, triazina
mirex	1,5 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
naftaleno	12,1 µg/L	PAHs
PCBs totales	0,009 µg/L	PCBs
pentaclorofenol	0,21 µg/L	SVOCs
permetrina	0,01 µg/L	Plaguicida piretroide, insecticida
picloram	0,14 µg/L	Herbicida aromático
quinolina	9,2 µg/L	PAHs
ronnel	19,0 µg/L	Plaguicida órganofosforado, insecticida
tolueno	46,0 µg/L	Derivado de fenol
toxafeno	0,04 µg/L	Plaguicida órganoclorado, insecticida

Tabla 27: Niveles guía para calidad de agua ambiente para compuestos orgánicos individuales dirigidos a la protección de la biota dulceacuicola elaborados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (Modificado de Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2008). En todos los casos, las determinaciones se realizan sobre muestras de agua dulce sin filtrado previo.

Parámetros microbiológicos

5.5.4

Los riesgos para la salud humana asociados con el contacto directo con el agua, ya sea porque es usada como agua de consumo o como medio de recreación, incluyen las infecciones transmitidas por microorganismos patógenos, tanto como aquellos derivados de las propiedades físico-químicas del agua.

Existe una creciente evidencia que indica que la presencia de microorganismos patógenos en el agua presenta riesgos similares y, a veces, superiores a la contaminación química. En Estados Unidos, se estima que cada año se producen alrededor de 900.000 casos de enfermedades y posiblemente 900 muertes como resultado de infecciones debidas a microorganismos presentes en el agua (Rose y colaboradores, 2004). La exposición a la contaminación microbiológica en las cuerpos de agua destinados al uso recreacional o a ser fuentes de agua de consumo ha causado enfermedades gastrointestinales, infecciones respiratorias, oculares y epiteliales, otitis, meningitis y hepatitis, en ocasiones, mortales. El problema también ha impactado en la pesca y consumo de especies ictícolas provenientes de aguas contaminadas (Health and Welfare Canada, 1992).

El control de la contaminación en los cuerpos de agua naturales se ha focalizado, tradicionalmente, en los riesgos asociados a la presencia de compuestos químicos, eclipsando los riesgos significativos asociados a la presencia de microorganismos potencialmente patógenos. Sin embargo, los microorganismos transportados por el agua representan una creciente amenaza para la salud pública, como consecuencia de la emisión de efluentes municipales e industriales no adecuadamente tratados y a los sistemas de potabilización del agua, proveniente de ríos y lagos, no convenientemente mantenidos.

La evaluación cuali y cuantitativa de la presencia de microorganismos en los cuerpos de agua naturales y en los efluentes emitidos en ellos resulta de fundamental importancia debido al rol crítico que poseen en la degradación de la materia orgánica presente en el medio y a la necesidad de controlar las enfermedades causadas por los organismos *patógenos*.

Dado que la presencia de microorganismos patógenos en el agua se asocia al riesgo asumido por la población humana que se pone en contacto con ella, el establecimiento de niveles guía para la concentración de microorganismos presentes en los cuerpos de agua naturales está dirigido a la protección de la salud humana más que a la protección de la biota acuática.

Los microorganismos patógenos pueden ser excretados por el hombre y otros animales, que presentan los síntomas de enfermedades infecciosas o son portadores de un *vector* de una particular enfermedad infecciosa.

Nuestros ríos son utilizados para la disposición final de los sistemas cloacales urbanos, frecuentemente sin tratamiento previo, incluyendo excrementos que contienen un elevado número de microorganismos. Una pequeña gota de materia fecal puede contener millones de microorganismos. Los sistemas de tratamiento de efluentes domiciliarios e industriales están diseñados para reducir adecuadamente la concentración de patógenos; sin embargo, muchas ciudades de nuestro país liberan sus efluentes domiciliarios sin tratamiento previo a los cuerpos de agua naturales. Así ocurre, por ejemplo, con la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, cuyos desechos cloacales se vierten al río de la Plata.

Los efluentes provenientes de granjas y establecimientos de cría de ganado no adecua-

damente tratados aportan, también, un elevado número de microorganismos potencialmente patógenos a los cuerpos de agua naturales a los que son liberados.

Los microorganismos patógenos encontrados en los efluentes y los cuerpos de agua naturales pueden ser clasificados en cuatro amplias categorías: bacterias, protozoos, *helmintos* (gusanos parásitos internos) y virus. Así, es posible detectar, entre otros, numerosos tipos diferentes de bacterias, tales como *Escherichia coli*, protozoos, como *Cryptosporidium sp.* y *Giardia sp.*, helmintos, como *Tenia sp.*, y virus, tal como el de la hepatitis A. Algunos microorganismos, tal como *Legionella sp.*, están naturalmente presente en las aguas y pueden aumentar su densidad como resultado del incremento en la concentración de nutrientes en medio.

Las enfermedades causadas por estos microorganismos patógenos pueden variar desde trastornos gastrointestinales y respiratorios hasta enfermedades cardíacas crónicas, poliomielitis, meningitis, etc. En la **TABLA 28** se indican los grupos de organismos patógenos frecuentemente encontrados en los ecosistemas dulceacuícolas y las enfermedades asociadas a ellos.

Idealmente, en cada cuerpo de agua natural se debería determinar la presencia y concentración de todos los organismos potencialmente patógenos, incluyendo aquellos recientemente descubiertos, presentes en los cuerpos de agua naturales. La ausencia de un patógeno particular no necesariamente asegura que otros patógenos no estén presentes, por lo que se requeriría efectuar análisis para detectar y cuantificar la presencia de todos los microorganismos patogénicos conocidos. La aplicación de las metodologías microbiológicas actuales de evaluación cuali y cuantitativa de patógenos con ese objetivo, a pesar del desarrollo que han sufrido en los últimos años, implicarían un proceso extremadamente costoso en tiempo, recursos económicos y humanos y no aseguraría una rápida respuesta frente a la sospecha de una eventual contaminación.

Por otra parte, es probable que los microorganismos patógenos ingresen al agua esporádicamente y en número reducido, en comparación con el volumen de los grandes cuerpos de agua. La mayoría de ellos no pueden sobrevivir en ese medio durante largos períodos. Así, *Salmonella sp.* Y *Vibrio cholerae* raramente sobreviven más de siete días en los ecosistemas acuáticos. En consecuencia, se incrementaría la probabilidad de que un muestreo realizado en un momento determinado y los posteriores análisis microbiológicos de laboratorio resulten incapaces de detectarlos y cuantificarlos apropiadamente.

Más aún, los análisis microbiológicos, desarrollados con las técnicas actuales, requieren un mínimo de 24 horas para alcanzar resultados y, en ese tiempo, si los patógenos están presentes, la población humana podría haber estado expuesta al agua contaminada, resultando en la propagación de la enfermedad.

Por las razones antes indicadas, se han desarrollado estrategias tendientes a evaluar la presencia y concentración de ciertos grupos de bacterias, a las que se las denomina colectivamente como *indicadores de contaminación fecal*. Estos indicadores incluyen los grupos bacterianos más abundantes, no necesariamente patógenos, presentes en los excrementos del hombre y animales. La presencia de un elevado número de estas bacterias en los ambientes acuáticos es considerada como evidencia de contaminación fecal y de la potencial presencia de patógenos *entéricos*.

Alrededor de 1850, se estableció la existencia de correlaciones entre la aparición de enfermedades gastrointestinales y agua contaminada, lo que determinó el reconocimiento

Grupo	Agente	Efectos agudo	Efectos crónicos
Bacteria	<i>Escherichia coli</i> O157:H7	Gastroenteritis	Trombocitopenia , falla renal, muerte
	<i>Legionella pneumophila</i>	Enfermedad del legionario, neumonía	Muerte en individuos de edad avanzada
	<i>Helicobacter</i>	Gastritis	Úlceras y cáncer de estómago
	<i>Vibrio cholerae</i>	Gastroenteritis, diarrea	Muerte
	<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis, diarrea	Neuropatías
	<i>Salmonella enteritidis</i>	Gastroenteritis, diarrea	Artritis reactiva
	<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea	
	<i>Leptospira interrogans</i>	Leptospirosis, fiebre, dolor de cabeza, convulsiones, vómitos	Úlceras y cáncer de estómago
	<i>Aeromonas sp.</i>	Gastroenteritis, diarrea	Úlceras y cáncer de estómago
Protozoa	<i>Giardia lamblia</i>	Gastroenteritis, diarrea	Hipotiroidismo severo, intolerancia a la lactosa, dolores articulares crónicos
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Gastroenteritis, diarrea	Muerte en pacientes inmunodeprimidos
	<i>Cyclospora cayetanesis</i>	Ciclosporiasis, gastroenteritis severa	
	<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmosis, gastroenteritis, diarrea, En niños recién nacidos: pérdida del oído y la visión, retardo mental, muerte	Demencia, convulsiones
	<i>Acanthamoeba sp.</i>	Infecciones oculares	
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis, gastroenteritis, diarrea severa	
Helmintos	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis	
	<i>Fasciola hepatica</i>	Fascioliasis (ganado vacuno, ovino)	
	<i>Enterobius vermicularis</i>	Enterobiasis, infección intestinal	
	<i>Hymenolepis nana</i>	Himenolepiasis, infección intestinal	
	<i>Tenia saginata, T. solium</i>	Teniasis, infección intestinal	
	<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistosomiasis, daños en intestino, piel, riñón.	En niños, afecta el crecimiento y retardo evolutivo
	<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuriasis, infección intestinal severa	
Virus	Virus de la hepatitis A	Hepatitis A	Falla hepática crónica
	Adenovirus (31 tipos)	Infecciones respiratorias, infecciones oculares	
	Norovirus	Gastroenteritis	
	Coxsackievirus	Encefalitis, meningitis aséptica, enfermedad respiratoria, gastroenteritis	Cardiopatías crónicas, diabetes reactiva insulino-dependiente
	Parvovirus (2 tipos)	Gastroenteritis	
	Rotavirus	Gastroenteritis	
	Enterovirus (más de 100 tipos, incluye Echovirus, Poliovirus)	Gastroenteritis, meningitis, poliomielitis, cardiopatías	

Tabla 28: Efectos agudos y crónicos sobre la salud de la población humana y otros mamíferos de los microorganismos patógenos encontrados en ecosistemas dulceacuícolas contaminados (Modificado de Rose y colaboradores, 2004).

de que el agua natural podía ser una fuente de organismos patógenos. Alrededor de 1880, se propuso como indicador de contaminación fecal la determinación de la concentración de **microorganismos coliformes totales** y, posteriormente, **coliformes fecales**, *Escherichia coli* y el género *Enterococcus*.

En el pasado, el indicador microbiológico de calidad de agua más ampliamente usado fue la concentración de coliformes totales. Sin embargo, debido a que este grupo no reúne la mayoría de las características antes mencionadas, es ahora considerado como un indicador insuficiente. Varios de los géneros incluidos dentro del grupo de coliformes totales, como *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Aeromonas*, no sólo están presentes en los excrementos de mamíferos sino, también, en las aguas no contaminadas (Health and Welfare Canada, 1992).

Los conocimientos científicos actuales y la experiencia internacional han llevado a concluir que un indicador adecuado para la presencia de microorganismos patógenos en los ecosistemas acuáticos debería incluir las siguientes características (National Academy of Sciences, 1977; Health and Welfare Canada, 1992):

- ❖ El indicador debe estar presente en el agua siempre que los microorganismos patógenos lo estén
- ❖ El indicador debe estar ausente de las aguas no contaminadas
- ❖ El indicador debe estar presente en una concentración mayor que la de los microorganismos patógenos, a fin de garantizar su detección en el medio
- ❖ El indicador debe tener mayor tasa de sobrevivencia que los patógenos en las condiciones del medio
- ❖ El indicador debe presentar igual o mayor resistencia que los patógenos frente a la desinfección por cloro, habitualmente utilizada en los sistemas de tratamiento de efluentes y potabilización del agua
- ❖ El análisis microbiológico, requerido para la detección y cuantificación del indicador, debe ser de aplicación sencilla y segura, a fin de disminuir los riesgos para la salud del operador
- ❖ El análisis microbiológico, requerido para la detección y cuantificación del indicador, debe proveer resultados en un corto lapso de tiempo y debe ser poco costoso
- ❖ Los resultados obtenidos a partir del análisis microbiológico, requerido para la detección y cuantificación del indicador, deben ser precisos y reproducibles.

Si la concentración de estos microorganismos indicadores en el ambiente supera a los valores guía se considera que existe suficiente evidencia de contaminación fecal y, en consecuencia, de la posible presencia de microorganismos patógenos. Es importante hacer notar que la presencia del indicador no significa que los microorganismos patógenos estén obligadamente presentes en el medio; su presencia es evidencia de que las condiciones del medio son tales que los patógenos podrían estar presentes.

Ante la presencia del indicador, en forma adicional, es posible llevar a cabo análisis microbiológicos dirigidos a la detección y cuantificación de microorganismos patógenos particulares, cuando existan sospechas o informes reales de la incidencia de enfermedades infecciosas en la población humana expuesta o cuando la elevada concentración del indicador implique un riesgo potencial extendido en el tiempo. Estos muestreos y análisis microbiológicos adicionales deberían estar diseñados de manera tal que faciliten el reconocimiento de la fuente de la potencial contaminación.

Cuando los indicadores microbiológicos y/o microorganismos patógenos particulares son identificados en suficiente cantidad o con una frecuencia tal que puedan ser considerados como un peligro para la población humana, las autoridades locales encargadas de la salud pública deberían tomar acción inmediata a fin de evitar la exposición.

Se han desarrollado numerosos métodos para la determinación de la presencia y cuantificación de microorganismos coliformes fecales, *Escherichia coli* y *Enterococcus* en agua. En ellos, se requiere que la muestra de agua sea filtrada e incubada en un medio líquido o sólido rico en nutrientes, de manera de facilitar el crecimiento de los microorganismos, durante un cierto tiempo y a una determinada temperatura. Los medios de cultivo son diseñados de manera que resulte posible discriminar la presencia y número de microorganismos deseados respecto del resto de la comunidad bacteriana presente en la muestra.

Las técnicas microbiológicas de fermentación en tubos múltiples más ampliamente utilizadas para la detección de coliformes fecales corresponden al *Método 9.221 E* (APHA – AWWA – WEF, 2005). Las técnicas de filtración de membrana utilizadas con el mismo objetivo responden a los *Métodos 9.222 D y E* (APHA – AWWA – WEF, 2005). Este último utiliza el medio *M-ST* que mantiene viables a los organismos coliformes fecales pero previene su crecimiento, permitiendo que el transporte al laboratorio y la incubación final puedan llevarse a cabo hasta tres días después de la recolección y filtrado de la muestra.

La presencia y densidad de *Escherichia coli* en muestras de agua puede ser determinada mediante fermentación en tubos múltiples, de acuerdo al **Método 9.221 F** (APHA – AWWA – WEF, 2005), que utiliza el medio **EC-MUG** para la incubación. Este microorganismo posee la enzima glutamato decarboxilasa y, en consecuencia, es capaz de clivar un sustrato fluorogénico, presente en el medio, con la correspondiente liberación de moléculas fluorescentes. Luego de la incubación, los tubos son examinados bajo una lámpara ultravioleta y la presencia de fluorescencia azul brillante es considerada como una indicación de crecimiento positivo de la bacteria.

En los últimos diez años, se han desarrollado métodos de detección molecular de estos y otros microorganismos. Así, la reacción en cadena de la polimerasa (**PCR**), es un método de detección molecular de microorganismos que presenta una gran sensibilidad, mostrando un nivel de contaminación de las aguas mucho mayor a la previamente reconocida. Su elevado costo y alto requerimiento de experticia técnica para su aplicación han determinado que no hayan sido incluidos, hasta el momento, como métodos reconocidos en las normativas nacionales e internacionales.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos ha establecido un nivel guía de 33 colonias/ 100 mL para la concentración del género *Enterococcus* presente en los ecosistemas dulceacuícolas de uso recreacional, a fin de proteger a la población humana expuesta por contacto directo. No se han generado niveles guía similares para microorganismos coliformes fecales y *Escherichia coli*.

Como hemos mencionado antes, un gran número de parásitos patógenos pueden presentarse en el ambiente acuático. De particular importancia son los protozoos *Giardia llambia*, *Cryptosporidium parvum*, *Entamoeba histolytica*, y el helminto, *Schistosoma mansoni*.

Giardia llambia es considerado, en la actualidad, como el protozoario patógeno intestinal más común. La ingestión de unos pocos (10 a 100) **quistes** viables puede causar una enfermedad

En la actualidad, los organismos y grupos de microorganismos considerados como indicadores fecales más adecuados para evaluar la potencial presencia de patógenos en los ecosistemas dulceacuícolas son *Escherichia coli*, el género *Enterococcus*, en menor grado, los coliformes fecales, ya que se ajustan más cercanamente a las características antes citadas. En consecuencia, su detección y cuantificación ha sido incorporada a la mayoría de las normativas nacionales e internacionales destinadas a proteger los cuerpos de agua naturales destinados a la recreación y a ser utilizados como fuente de agua de bebida para la población humana.

Los métodos utilizados más frecuentemente están asociados a las técnicas de:

- ❖ Fermentación en medio líquido, utilizando múltiples tubos con diluciones crecientes de la muestra de agua previamente filtrada
 - El crecimiento bacteriano es indicado por un aumento de la turbidez del líquido contenido en el tubo
 - Los resultados se expresan en términos del número más probable (NMP) de organismos presentes en un determinado volumen de la muestra original (NMP/100 mL), sobre la base de cálculos probabilísticos; el resultado constituye una estimación de la densidad promedio de los microorganismos en la muestra.
- ❖ Cultivo en medio sólido, previo filtrado de la muestra en un filtro de membrana
 - El filtro de membrana está formado por material delgado polimérico, con un tamaño de poro específico (generalmente, 0,45 μ m o menor), que retiene y captura aquellas partículas y microorganismos que exceden el tamaño del poro, actuando como una barrera física
 - El filtro de membrana, junto con los microorganismos retenidos en él, es incubado en un medio sólido adecuado, durante un lapso de tiempo definido y a una determinada temperatura.
 - Como resultado del proceso de incubación y de la imposibilidad de migrar a través del medio, los microorganismos capaces de crecer y multiplicarse forman colonias de formas y características diferentes.
 - Finalizada la incubación, las colonias son contadas y los resultados se expresan como **número de unidades formadoras de colonias (ufc)** o como **número de colonias** por volumen de la muestra original (**ufc/100 mL; colonias/100 mL**).

Escherichia coli puede ser determinada, además, por la técnica de filtración por membrana, de acuerdo a los Métodos 11.03.1, 1.603 y 1.604 (U.S.EPA, 2002b, 2002c, 2002d), los que utilizan distintos medios sólidos para el crecimiento diferencial de la bacteria.

El género *Enterococcus* puede ser determinado mediante los Métodos 9.230 B y C (APHA _ AWWA – WEF, 2005) mediante fermentación en tubos múltiples y filtración por membrana, respectivamente.

parvus puede ser transmitido de persona a persona o a través del alimento y agua. La enfermedad puede ser fatal en pacientes inmunodeprimidos. *Cryptosporidium* es más resistente a la desinfección que *Giardia* sp., por lo que no es posible utilizar indicadores de contaminación fecal como evidencia de su presencia (Rose y colaboradores, 2004).

Entamoeba histolytica, ameba parásita, está distribuida en todo el mundo, afectando al 10% de la población mundial. Puede causar disentería amebiana y abscesos hepáticos. Tiene una alta sobrevivencia en agua dulce.

Canadá y Estados Unidos no han establecido niveles guía específicos para protozoos patógenos en cuerpos de agua destinados a la recreación y ser utilizados como fuentes de agua de bebida (Health and Welfare Canada, 1992; U.S. EPA, 2006b; U.S. EPA, 2007; Health Canada, 2008). Consideran que si se existe evidencia o sospecha de la presencia de quistes u ooquistes infecciosos viables en el medio, deben implementarse sistemas de tratamiento del recurso o protección de la cuenca, donde sea factible, u otras medidas conocidas, previas a su utilización, a fin de reducir el riesgo de enfermedad (U.S. EPA, 2006; Health Canada, 2008).

gastrointestinal, denominada *giardiasis*. La transmisión puede realizarse de persona a persona o a través del alimento y el agua. La giardiasis transportada por el agua ha recibido gran atención en nuestro país, en los últimos años. *Giardia* sp. es más resistente a la desinfección con cloro que los organismos indicadores de contaminación fecal. En consecuencia, las determinaciones de coliformes fecales, *Escherichia coli* o *Enterococcus* sp. no pueden ser usadas como indicadores de la contaminación por protozoos (Sobsey, 1989; Health and Welfare Canada, 1992).

Cryptosporidium parvus es un protozoo patógeno. La ingestión de bajos niveles de *ooquistes* viables genera trastornos gastrointestinales severos, conocidos como *criptosporidiosis*. *C.*

Schistosoma mansoni es un trematode parásito. Este grupo de organismos es incluido en el de los helmintos o gusanos planos parásitos. Las larvas de *S. mansoni*, denominadas *miracidios*, son liberadas en el agua e infectan a caracoles dulceacuícolas, donde se desarrolla parte del ciclo de vida del parásito. Un segundo estadio larval, denominado *cercaria*, es liberado al medio. Las cercarias penetran en la piel de huéspedes susceptibles, tales como los mamíferos, para completar su ciclo de vida. La esquistosomiasis es una enfermedad de considerable *morbilidad* que ha afectado a 200 millones de personas en África, Sudamérica y Asia (Rose y colaboradores, 2004).

La determinación de la presencia y densidad de los protozoos parásitos *Giardia* sp. y *Cryptosporidium* sp. se lleva a cabo a través de una técnica compleja de separación inmunomagnética (*IMS*), inmunofluorescencia y observación en microscopía diferencial de contraste de

interferencia (*DIC*), utilizando coloraciones especiales, de acuerdo al Método 9.711 B (APHA – AWWA – WEF, 2005).

Para la determinación de amebas y trematodes parásitos no se ha alcanzado una adecuada estandarización de los métodos de detección disponibles como para que resulten incluidos en las normativas nacionales e internacionales.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos no ha establecido aún niveles guía para la detección de protozoos patógenos en los ecosistemas dulceacuícolas.

Evaluación biológica y establecimiento de criterios biológicos

5.5.5

La integridad ecológica de un ecosistema dulceacuícola, tal como hemos discutido previamente en este capítulo, resulta de la combinación de tres componentes:

- ❖ Integridad química,
- ❖ Integridad física, e
- ❖ Integridad biológica.

Cuando uno o más de estos componentes está degradado, la salud del ecosistema será afectada y la biota acuática mostrará los efectos de esa degradación.

Como hemos discutido en los puntos anteriores, la evaluación de la calidad de agua requiere el desarrollo e implementación de herramientas técnicas adecuadas y el establecimiento de criterios de calidad de agua apropiados. Así resulta posible detectar y caracterizar las causas del deterioro de las condiciones físico-químicas del cuerpo de agua.

Del mismo modo, es posible utilizar herramientas y criterios apropiados para evaluar la integridad biológica de los ecosistemas dulceacuícolas.

La evaluación biológica es la principal herramienta para estimar la integridad biológica de un ecosistema dulceacuícola y consiste en una valoración de la condición biológica del cuerpo de agua. La presencia, condición y la diversidad de organismos presentes en un cuerpo de agua natural provee información directa acerca del estado de salud del mismo.

La evaluación biológica comprende la realización de observaciones, mediciones y otras determinaciones directas de la biota acuática presente en el ecosistema dulceacuícola, incluyendo las comunidades microbiológica, fito y zooplanctónica, ictícola, bentónica y/o la vegetación acuática. A tal fin, se utilizan herramientas técnicas destinadas a determinar atributos ecológicos asociados a las comunidades biológicas residentes en el ecosistema considerado, tales como diversidad específica, distribución en el espacio, requerimientos de hábitat, entre otros.

La utilización de las evaluaciones biológicas como una herramienta para determinar la condición de un cuerpo de agua presenta ciertos beneficios respecto de otro tipo de metodologías. Así, es posible incluir, entre otras, las siguientes ventajas (Barbour y colaboradores, 1999):

- ❖ Dado que las comunidades biológicas reflejan la integridad ecológica total, esto es, la integridad física, química y biológica del ecosistema, los resultados de las evaluaciones biológicas permiten estimar directamente el estado de un cuerpo de agua
- ❖ Considerando que las comunidades biológicas integran los efectos de diferentes factores estresantes, a lo largo del tiempo, las evaluaciones biológicas muestran el resultado de la acumulación de todos ellos y proveen una estimación ecológica de las condiciones fluctuantes del ambiente a través del tiempo
- ❖ El monitoreo de rutina de las comunidades biológicas de un particular cuerpo de agua puede resultar menos costoso en recursos económicos que la determinación compleja de un alto número de potenciales contaminantes presentes en el medio, durante muestreos sucesivos
- ❖ El estado de las comunidades biológicas es percibido por la sociedad humana como una medida directa y evidente de la degradación de los ecosistemas. un ambiente libre de contaminación

Las evaluaciones biológicas incluyen:

- ❖ La evaluación de la calidad de agua, a través de parámetros físico-químicos seleccionados, determinados *in situ* (temperatura, concentración de oxígeno disuelto, turbidez, pH, conductividad, salinidad) y/o en laboratorio (concentración de nutrientes, DBO₅, DQO, etc.)
- ❖ La evaluación de la calidad y cantidad de hábitat disponibles en el ecosistema, lo que afectará la estructura y la composición de las comunidades biológicas presentes. Este análisis se llevará a cabo mediante la evaluación de las características físicas del cuerpo de agua y de la ribera circundante, tales como la descripción del origen y caracterización del cuerpo de agua, características de la vegetación ribereña, mediciones de parámetros hidrológicos (ancho, profundidad, velocidad de corriente, sustrato, etc.), uso de la ribera, etc.
- ❖ Se considera que la alteración de la estructura física del hábitat es uno de los cinco principales factores generados a consecuencia de las actividades humanas, que degradan los recursos acuáticos; y
- ❖ El análisis de comunidades biológicas seleccionadas presentes en el medio, como por ejemplo, perifiton, macroinvertebrados bentónicos y peces, entre otras alternativas posibles, incluyendo estimación de la biomasa, identificación taxonómica, riqueza en grupos taxonómicos (especies, géneros, etc.), composición en cuanto a tipo de hábitat requerido y nutrición, diversidad específica, etc.

A lo largo de estos procesos de evaluación, se recolectan, procesan y analizan muestras biológicas representativas de las comunidades biológicas presentes, y se llevan a cabo otras mediciones directas a fin de determinar las características estructurales y funcionales de las poblaciones y comunidades residentes en el medio.

En consecuencia, el objetivo central de la evaluación biológica es determinar de qué manera y con qué eficiencia el cuerpo de agua soporta la vida acuática.

Las evaluaciones biológicas son llevadas a cabo por grupos de profesionales especializados, con suficiente experiencia, los que incluyen biólogos, ecólogos y otros especialistas en las ciencias de la naturaleza. Estos grupos multidisciplinarios utilizan, a efectos de realizar estas evaluaciones, principios y técnicas aceptados por la comunidad científica.

La combinación de la información relacionada con la caracterización física del

cuerpo de agua, calidad y cantidad de hábitat disponibles y calidad de agua pone de manifiesto la presencia de factores estresantes químicos y no químicos y la capacidad del ecosistema para sostener una comunidad acuática saludable.

Los resultados de la evaluación biológica de un ecosistema dulceacuícola particular serán comparados y contrastados con la condición biológica deseada en el cuerpo de agua, asociada a un sitio de referencia preestablecido, prístino o poco perturbado. Esta comparación permitirá estimar el grado de deterioro del ecosistema evaluado y conducirá, si fuera necesario, a la propuesta de estrategias de mejoramiento y restauración del recurso.

El establecimiento de las condiciones de referencia es, en consecuencia, un aspecto crítico para la interpretación de los resultados de las evaluaciones biológicas. Barbour y colaboradores (1996) describen dos tipos de condiciones de referencia habitualmente utilizadas en estas evaluaciones, a saber:

- ❖ Condiciones de referencia específicas para un sitio prístino o con mínima perturbación ubicado en la cabecera del mismo río o en un área menos deteriorada ubicada aguas arriba de la zona sometida a evaluación;

- ❖ Condiciones de referencia regionales, asociadas a sitios relativamente no deteriorados ubicados en una región relativamente homogénea; representan la condición biológica de un ecosistema acuático prístino o escasamente perturbado como consecuencia de las actividades antropogénicas y constituyen la “mejor condición biológica” establecida para los cuerpos de agua de la región.

Es importante dejar en claro las diferencias entre la evaluación biológica y la valoración de la calidad de agua. Frecuentemente, se considera que la evaluación biológica, utilizada como única herramienta de estimación de la condición de ecosistemas dulceacuícolas, resulta una alternativa al establecimiento de niveles guía de calidad de agua. Sin embargo, la evaluación biológica tiene un rol diferente en el manejo del recurso agua que los criterios de calidad de agua.

Los criterios físico-químicos de calidad de agua están diseñados para proteger la comunidad biológica de un cuerpo de agua frente a distintas categorías de “stress”: niveles tóxicos de contaminantes y condiciones físicas adversas, tales como elevado pH, baja concentración de oxígeno disuelto, elevada turbidez, etc. De hecho, los criterios físico-químicos son establecidos a fin de prevenir efectos adversos sobre la biota acuática, antes de que ellos se produzcan.

Como hemos discutido algunos párrafos atrás, la biota acuática integra los efectos acumulativos de los diferentes factores estresantes existentes en el medio, a lo largo del tiempo, tales como el exceso de nutrientes y de partículas en suspensión, presencia de sustancias químicas tóxicas, aumento de la temperatura, aumento o descenso del pH, etc. En consecuencia, las evaluaciones biológicas proveen información que la medición de los parámetros físico-químicos de calidad de agua o la realización de ensayos de toxicidad no siempre produce. Así, aportan información confiable acerca de los cambios biológicos producidos a largo plazo en la condición del cuerpo de agua.

La evaluación biológica refleja la condición de la totalidad de la integridad ecológica y, en consecuencia, evalúa directamente la condición de la salud del ecosistema.

Las evaluaciones biológicas, junto con las determinación de parámetros físico-químicos de calidad de agua, son cruciales para la evaluación de la salud del ecosistema dulceacuícola (U.S.EPA, 1996, 2006).

Del mismo modo que las evaluaciones de calidad de agua y ecotoxicológicas han permitido establecer niveles guía para distintos parámetros físico-químicos, los resultados de las sucesivas evaluaciones biológicas realizadas en ecosistemas dulceacuícolas de una determinada región permiten establecer *criterios biológicos* ecorregionales aplicables a los cuerpos de agua a proteger.

Estos *criterios biológicos* o *biocriterios* son descripciones narrativas o valores numéricos que describen una condición deseada para la biota acuática en los cuerpos de agua destinados a un determinado uso. Los *biocriterios* son utilizados, junto con los criterios de calidad de agua basados en determinaciones de parámetros físico-químicos, para manejar adecuadamente el recurso agua y son incluidos en las normativas locales o regionales de numerosos países.

Los *criterios biológicos* describen las características que presenta la condición biológica deseada asociada a un sitio de referencia y se utilizan como una condición de base contra las que se comparan los resultados de una evaluación biológica de un ecosistema dulceacuícola particular. Los *criterios biológicos* son expresiones numéricas o narrativas que describen la integridad biológica, considerando la estructura y función, de las comunidades acuáticas presentes en el ecosistema. Estos criterios biológicos son establecidos a partir de indicadores asociados a la composición, diversidad y organización funcional de la comunidad acuática.

- ❖ Independientemente de que estén constituidos por descripciones o por valores numéricos, los biocriterios comparten una serie de características comunes, a saber:
- ❖ Están basados en sólidas evaluaciones biológicas científicas previas
- ❖ Incluyen un conjunto de características específicas requeridas para el logro de los objetivos de manejo y destino deseados para los ecosistemas evaluados
- ❖ Están diseñados con el objetivo de proteger la biota y los hábitat más sensibles, y la integridad física, química y biológica de los ecosistemas acuáticos evaluados
- ❖ Están diseñados de manera de evidenciar los efectos de las actividades antropogénicas sobre el ecosistema; esto es, no son tan elevados como para que los cuerpos de agua de la región considerada no puedan alcanzarlos, debido a las características geográficas y climáticas del área, y no son tan reducidos que los sitios que presenten un deterioro inaceptable no resulten detectables
- ❖ Están claramente escritos y resultan de sencilla comprensión
- ❖ Están diseñados de manera de presentar claramente las condiciones deseadas de la biota natural, proteger el ecosistema contra una mayor degradación y estimular la restauración y remediación de los sitios deteriorados
- ❖ Adhieren a la filosofía y principios de no degradación de la calidad del recurso agua; y
- ❖ Son defendibles ante la justicia, dada su sólida base científica.

Los resultados de las evaluaciones biológicas realizadas en un ecosistema dulceacuícola particular serán comparados y contrastados contra el o los criterios biológicos establecidos para la región.

Por otra parte, los criterios biológicos constituyen el objetivo de calidad ecológica hacia la cual se dirige el manejo de la calidad de agua en el ecosistema evaluado, a diferencia de los niveles guía de calidad de agua que establecen el máximo valor o rango de valores aceptables de un contaminante o de otra condición particular en el ambiente.

Los criterios biológicos narrativos incluyen la descripción de las características de las comunidades biológicas que deberían evidenciarse en los ambientes prístinos de la región considerada y, si bien consideran la posibilidad de que puedan producirse cambios en la composición de especies presentes, establecen que la estructura y función de las comunidades acuáticas evaluadas deberían ser mantenidas.

Los criterios biológicos establecidos sobre la base de valores numéricos pueden incluir mediciones de la estructura y función del ecosistema, tales como diversidad específica, riqueza en grupos taxonómicos, índices bióticos de diferentes tipos, etc. Estos criterios establecen rangos de valores aceptables para estos atributos ecológicos, más que un valor único, de manera de contemplar la variabilidad natural esperable en un ambiente saludable.

La utilización de la evaluación biológica y el desarrollo de criterios biológicos ecorregionales se ha incrementado en los últimos años, constituyendo una herramienta efectiva para la protección de la integridad ecológica de los ecosistemas dulceacuícolas (U.S.EPA, 1990; Shelton y Blocksom, 2004; Davis y Jackson, 2006; Dixit, 2007).

En nuestro país, no se ha publicado información extensa acerca de evaluaciones biológicas integrales y del establecimiento de criterios biológicos regionales para cuerpos de agua dulceacuícolas. Así, la Subsecretaría de Recursos Hídricos no ha incluido aún la utilización de biocriterios como herramientas para la evaluación de la condición de los ecosistemas dulceacuícolas.

Sin embargo, existe una profusa bibliografía acerca del análisis de distintas comunidades dulceacuícolas, tales como fitoplancton, perifiton, macroinvertebrados bentónicos, insectos



acuáticos, entre otras, la estimación de atributos ecológicos asociados a ellas y su potencial utilización en la determinación de la condición biológica de ecosistemas dulceacuícolas de distintas regiones de nuestro país (Izaguirre y colaboradores, 1990; Gómez, 1998; Domínguez y Fernández, 1998; Prat y colaboradores, 1999; Salinas y colaboradores, 1999; Fernández y colaboradores, 2001, 2002, 2006; Gómez y Licursi, 2001; Miserendino, 2001; Rodríguez Capítulo y colaboradores, 2001; Giorgi y Malacalza, 2002; Salusso y Moraña, 2002; Gómez y colaboradores, 2007; Von Ellenrieder, 2007, entre muchos otros). En consecuencia, la información disponible y la resultante de nuevos trabajos dirigidos a ese fin podría ser utilizada como una base científica para el establecimiento de sitios de referencia escasamente perturbados y el desarrollo de criterios biológicos ecorregionales aplicables a la protección de los ambientes dulceacuícolas de la Argentina.

Actividades: La evaluación de la calidad de agua

5.1. En la siguiente tabla se indican los valores de parámetros físico-químicos determinados en el año 2004 en ocho estaciones de muestreo, correspondientes a la cuenca de los ríos Matanza – Riachuelo, ubicada en la provincia de Buenos Aires (Fuente: Comité Ejecutor Cuenca Matanza – Riachuelo – MATRIA - Programa de Estadísticas Ambientales – Recursos Hídricos, Dirección de Impacto Ambiental y Social, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación).

Compare estos resultados con los niveles guía recomendados por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación o, en su defecto, los valores establecidos por otros organismos nacionales discutidos en el texto.

Sobre la base de las comparaciones realizadas, identifique las estaciones de muestreo que muestra menor y mayor grado de deterioro de la calidad de agua.

Discuta los resultados en relación a las actividades antropogénicas generadas en la zona que podrían justificar el deterioro observado.

Parámetro	Puente Pueyrredon km 3,5	Puente Bosch Riachuelo km 4,2	Descarga en prolongacion calle Perdriel km 4,55	Puente Victorino de la Plaza km 5,15	Descarga en prolongacion calle Lafayette km 5,25	Arroyo Teuco antes desemb Riachuelo km 8,05	Puente Uriburu Riachuelo km 8,6	Descarga en prolongacion calle Elia km 7,35
pH	7,58	7,63	6,85	7,62	7,20	7,00	9,64	7,66
Conductividad (µmhos/cm)	1.696,00	2.117,50	521,50	1.584,50	449,50	563,00	1.787,50	1.938,00
Temperatura (°C)	24,25	24,25	23,50	24,38	23,50	26,50	26,65	23,75
Concentración de oxígeno disuelto (mg/L)	0,15	0,37	0,60	0,14	5,50	0,10	2,35	0,21
Turbidez (UNT)	62,50	289,00	16,50	325,00	10,50	80,50	29,82	43,50
Concentración de bacterias coliformes totales (NMP/100 mL)	50.450.000,0	252.600.000,0	950.000,00	48.000.000,00	1.000.000,00	11.100.000,00	480.028.000,00	740.000.000,00
Concentración de bacterias coliformes fecales (NMP/100 mL)	1.517.500,0	2.503.200,00	4.000.000,00	1.060.000,00	2.000.000,00	11.100.000,00	1.256.500,00	15.160.000,00
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	34,50	39,50	16,00	45,50	12,50	90,00	64,50	33,00
DQO (mg O ₂ /L)	84,05	88,40	46,50	87,85	51,00	174,50	109,60	74,00
Concentración de hidrocarburos totales (µg/L)	1,60	4,00	0,20	2,00	0,20	2,40	2,00	3,60
Concentración de fenoles (µg/L)	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,04	0,00	0,01
Concentración de Nitrógeno Total Kjeldahl (mg NTK/L)	10,50	13,05	7,37	12,55	2,49	21,08	7,35	11,35
Concentración de Sólidos Suspendedos Totales (mg/L)	22,50	15,00	14,00	166,00	18,00	66,50	16,00	18,50
Concentración de Arsénico (mg/L)	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02
Concentración de Cromo total (mg/L)	0,08	0,17	0,07	0,08	0,05	0,05	0,02	0,10
Concentración de Cobre (mg/L)	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02
Concentración de Mercurio (mg/L)	0,90	1,15	1,00	0,85	1,00	1,00	0,40	0,50
Concentración de Plomo (mg/L)	0,03	0,03	0,10	0,03	0,10	0,10	0,03	0,03
Concentración de Zinc (mg/L)	0,06	0,06	0,02	0,06	0,05	0,13	0,04	0,06

5.2. En la página web del Programa de Estadísticas Ambientales – Recursos Hídricos, Dirección de Impacto Ambiental y Social, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación se dispone de información abierta al público relacionada con determinaciones de parámetros físico-químicos de calidad de agua llevadas a cabo en años recientes en distintas cuencas hidrográficas de nuestro país (<http://www.ambiente.gov.ar/?idseccion=211> y <http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/estadistica/File/hidricos/5.5%20Calidad%20del%20agua3.xls>).

Observe que, para la mayoría de los cuerpos de agua, se dispone de información para los siguientes grupos de parámetros:

- ❖ pH, temperatura, concentración de oxígeno disuelto, turbidez, conductividad, dureza total, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales,
- ❖ Concentración de amonio, nitratos, nitrógeno total por Kjeldahl, fósforo total concentración de cloruros,
- ❖ Concentración de arsénico, mercurio, cadmio, cromo total, cobre, plomo, zinc, hierro y manganeso
- ❖ DBO₅, concentración de PCBs, hidrocarburos totales, agentes tensioactivos, sustancias fenólicas, plaguicidas organoclorados y organofosforados.
- ❖ Concentración de coliformes totales y fecales, concentración de *Pseudomonas* sp., presencia de *Vibrio cholerae*.

Ubique, dentro de la información disponible, los resultados correspondientes a la cuenca hidrográfica seleccionada en el ítem 1.2 o, en su defecto, la más cercana a ella. Observe los resultados registrados para los cinco grupos de parámetros señalados.

Compare los resultados registrados para cada parámetro con los niveles guía de calidad de agua recomendados por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación o, en su defecto, con los valores establecidos por otros organismos nacionales discutidos en el texto.

En caso de que existan datos procedentes de distintas estaciones de muestreo, seleccione aquella que resulte, a su juicio, presente menor grado de perturbación que las restantes. Del mismo modo, seleccione aquella que presente mayor grado de perturbación.

Asocie los resultados a la existencia de evidencia e información local respecto de:

- ❖ Actividades antropogénicas en el área que puedan justificar los resultados observados,
- ❖ Emisión de efluentes industriales y domiciliarios,
- ❖ Escorrentía proveniente de áreas agrícolas y urbanas.

5.3. Determinación de la turbidez en un arroyo mediante el método del disco de Secchi.

En el mismo arroyo considerado en la actividad 3.1. se llevará a cabo la estimación del límite de visibilidad del disco de Secchi, tal como se discutió en el punto 5.5.1.5., esto es, la *profundidad del disco de Secchi*, inversamente relacionada con la turbidez de las aguas.

Materiales requeridos:

- ❖ Guantes de látex
- ❖ Un disco de Secchi comercial o construido para esta actividad.

Materiales necesarios:

- ❖ Una placa circular de metal, plástico o madera laminada de 0,2 cm de grosor y 20 cm de diámetro.
- ❖ Taladro de mano
- ❖ Pintura para exteriores blanca y negra, preferiblemente que contenga resinas epoxi.
- ❖ Soga de plástico de 4 – 5 m de longitud.
- ❖ Un perno con anillo metálico para sujetar al disco y pasar la soga que sostendrá el disco (FIGURA 34 ver pág. 111), nueces de acople y arandelas.
- ❖ Peso de metal (aproximadamente 250 – 500 g) y espiga o clavija para sujetarlo al disco.
- ❖ Dos marcadores a prueba de agua, de diferentes colores
- ❖ Vara de madera de 20 cm de longitud para enrollar la soga y hacer más sencilla su manipulación.

Construcción:

- ❖ Pinta el disco entero con pintura blanca.
- ❖ Taladrar un agujero en el centro del disco lo suficientemente grande como para pasar el perno. Colocar una nuez de sujeción, el perno con el anillo metálico y las arandelas correspondientes como se muestra en la FIGURA 34. Del lado opuesto al anillo metálico, en la cara inferior del disco, sujetar la pesa metálica. Ajustar fuertemente.
- ❖ Dividir la cara superior del disco en cuatro cuadrantes y pintar de blanco y negro las secciones alternadas (FIGURA 34).
- ❖ Atar la soga al anillo metálico en la cara superior del disco.
- ❖ Atar el extremo de la soga a la vara de madera.
- ❖ Usando los marcadores indelebles al agua, marcar las distancias en la soga. Hacer una marca cada 10 cm. Así, por ejemplo, .marcar cada intervalo de 10 cm con una marca azul y cada intervalo de 1 m con una marca roja.
- ❖ Enrollar la soga en la vara de madera para transportar el disco.

Procedimiento:

1. Seleccionar el o los sitios de medición. El criterio de selección debería estar dado por la hidrología y topografía del cuerpo de agua seleccionado, determinadas previamente y por una evaluación previa de las actividades antropogénicas ribereñas. En la medida de lo posible, seleccionar sitios de medición representativos de las distintas fuentes de emisión de potenciales contaminantes y materia orgánica en el ambiente y características topográficas.

2. En la medida de lo posible, realizar la medición desde un bote o desde un muelle en el horario entre las 10 ha y las 14 hs. 2. El observador debe dar la espalda al sol durante el proceso para bloquear el encandilamiento por la luz solar y facilitar la observación.
4. Evitar la realización de movimientos que perturben el sedimento del arroyo durante el procedimiento.
5. Observar que el disco de Secchi está sujeto firmemente a la soga.
6. Inclinar hacia el Lean over the borde del bote o muelle y bajar el disco de Secchi hacia el agua.
7. Introducir el disco en el agua hasta que los cuadrantes desaparezcan de la vista. Registrar la distancia utilizando las marcas en la soga. Bajar el disco aproximadamente 30 cm más bajo la superficie y, luego, subirlo lentamente hasta que sus cuadrantes se vuelvan visibles. Registrar la distancia.
8. Repetir el procedimiento dos o tres veces a fin de asegurar los resultados.
9. Registrar los resultados. La profundidad del disco de Secchi será el promedio entre las mediciones efectuadas.
10. Comparar los resultados obtenidos en los distintos sitios de medición y discutir su relación con las potenciales fuentes de emisión de contaminantes y escorrentía en la zona.
11. Comparar los resultados con los niveles guía discutidos en el texto.

5.4. Determinación del pH en muestras de agua de un arroyo.

En el mismo arroyo considerado en la actividad 3.1. se llevará a cabo la estimación del pH en distintas muestras de agua.

La determinación se realizará utilizando papel pH comercial, que una vez humedecido con el agua de la muestra, virará su color. La comparación del color generado por la inmersión en el agua de la muestra con los colores estandarizados, indicados en el recipiente original del papel pH utilizado, mediante estimar groseramente el pH de la muestra.

Materiales requeridos:

- ❖ Guantes de látex
- ❖ Papel pH comercial, con recipiente original, de dos rangos de medición: 3,0 – 6,5 y 7,0 - 10,5;
- ❖ Recipiente de muestreo opaco, no-metálico.
- ❖ Soga para recoger el recipiente de muestreo.
- ❖ Marcador indeleble.
- ❖ Recipiente de vidrio de boca ancha para realizar la determinación de pH.

Procedimiento:

1. Seleccionar el o los sitios de muestreo. El criterio de selección debería estar dado por la hidrología y topografía del cuerpo de agua seleccionado, determinadas previamente y por una evaluación previa de las actividades antropogénicas ribereñas. En la medida de

lo posible, seleccionar sitios representativos de las distintas fuentes de emisión de potenciales contaminantes y materia orgánica en el ambiente y características topográficas.

2. Lavar el recipiente de muestreo con muestras de agua del sitio seleccionado, repetir el procedimiento tres veces. Desechar el agua de lavado sin verterla nuevamente en el cuerpo de agua, para evitar potencial contaminación. Efectuar el procedimiento sin perturbar el sedimento del fondo. No utilizar agua destilada para lavar el recipiente. Utilizar el recipiente sólo para la toma de muestras del sitio.

2. Atar el recipiente de muestreo a la soga de muestreo. Si el sitio de muestreo es un arroyo, lanzar el recipiente hacia una zona cercana a la costa donde el agua fluya libremente, en sentido opuesto a la corriente.

3. Si el recipiente flota, mueva la soga hasta que el agua ingrese en él. Tomar la muestra cerca de la superficie del agua. Evitar que el recipiente se hunda y perturbe el sedimento.

4. Permitir que el recipiente se llene hasta alcanzar entre los 2/3 y 3/4 de su capacidad. Atraerlo hacia la orilla con la soga y retirarlo.

5. Inmediatamente llenar el recipiente de vidrio para llevar a cabo la determinación. Preservar la muestra en el recipiente de muestreo para llevar a cabo determinaciones posteriores.

6. Sumergir el extremo (aproximadamente 0,5 – 1 cm) del papel ph en el agua de la muestra. Mantenerlo 1 – 2 s y retirarlo. Dejarlo secar al aire.

7. Mantener el comparador de colores estandarizados a la luz natural, y comparar el color del papel pH previamente sumergido en la muestra con él. Dado que esta lectura comparativa es subjetiva y puede variar con el observador, sugerimos que sea realizada por distintas personas. Si los resultados resultan significativamente variables, es conveniente considerar el promedio de las observaciones realizadas.

8. Registrar los resultados obtenidos en los distintos sitios de muestreo.

9. Discutir los resultados obtenidos en relación a los niveles guía recomendados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación y a las condiciones del sitio de muestreo y de la cuenca que puedan haber determinado los valores hallados.

5.4. Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días de incubación (DBO₅) en un arroyo mediante el método de Winkler.

En el mismo arroyo considerado en la actividad 3.1. se llevará a cabo la estimación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días de incubación (DBO₅) en muestras de agua mediante el método de Winkler (Actividad 4.9).

La Demanda Bioquímica de Oxígeno requiere 5 días para la obtención de resultados. Es estimada comparando la concentración de oxígeno disuelto de la muestra de agua en el momento de su recolección con la determinada luego de su incubación en completa oscuridad, a 20°C, durante 5 días. La diferencia entre las dos concentraciones representa la cantidad de oxígeno requerida para la degradación microbiológica de la materia orgánica contenida en la muestra. La concentración de oxígeno disuelto es determinada mediante el método de Winkler (actividad 4.9)

Materiales requeridos:

- ❖ Guantes de látex
- ❖ Papel pH comercial, con recipiente origina, de dos rangos de medición: 3,0 – 6,5 y 7,0 - 10,5;
- ❖ Recipiente de muestreo opaco, no-metálico.
- ❖ Soga para recoger el recipiente de muestreo.

- ❖ Marcador indeleble.
- ❖ 2 recipientes de vidrio oscuro (botellas de DBO) para realizar la determinación por cada sitio de muestreo seleccionado, con tapa perfectamente ajustable, preferiblemente, de vidrio esmerilado.
- ❖ Papel metalizado.
- ❖ Recipiente para transporte de muestras, refrigerado (4 - 8°C)
- ❖ Estufa de incubación, 20°C.
- ❖ Material de vidrio y reactivos requeridos para la determinación de la concentración de oxígeno disuelto por el método de Winkler (actividad 4.9)

Procedimiento:

Seguir los pasos 1. a 4. de la actividad 5.3.

5. Inmediatamente llenar los dos recipientes de vidrio oscuro para llevar a cabo la determinación hasta que el agua rebalse, de manera que no exista aire disponible en la botella. Tapar los recipientes inmediatamente a fin de evitar el posterior ingreso de aire. Preservar la muestra en el recipiente de muestreo para llevar a cabo determinaciones posteriores. Marcar adecuadamente las botellas, indicando lugar y fecha de muestreo.

6. En una de ellas, fijar la concentración de oxígeno disuelto siguiendo las indicaciones de la actividad 4.9. Transportar ambas botellas al laboratorio, en el recipiente refrigerado, en completa oscuridad. Para evitar la incidencia de la luz, es conveniente envolverlas completamente en papel metalizado.

7. Una vez en el laboratorio, completar la determinación de la concentración de oxígeno disuelto en la primera botella. Registrar el resultado.

8. Colocar la segunda botella en una estufa de incubación, a 20°C y en completa oscuridad. Mantenerla en esas condiciones durante 5 días.

9. Al cabo de la incubación, determinar en la segunda botella la concentración de oxígeno disuelto mediante el método de Winkler y registrar los resultados.

10. calcular el valor de la Demanda Bioquímica de Oxígeno al cabo de 5 días de incubación (DBO₅) mediante la siguiente expresión:

$$DBO_5 \text{ (mg O}_2\text{/L)} = OD_i + OD_f$$

Donde:

OD_i : Concentración de oxígeno disuelto inicial;

OD_f : Concentración de Oxígeno disuelto final, al cabo de 5 días de incubación a 20°C en completa oscuridad.

11. Registrar los resultados obtenidos en los distintos sitios de muestreo.

12. Discutir los resultados obtenidos en relación a los niveles guía recomendados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación y a las condiciones del sitio de muestreo y de la cuenca que puedan haber determinado los valores hallados.

Remediación y restauración

6

Hemos discutido en los capítulos previos las alternativas y herramientas disponibles para evaluar la integridad ecológica de los ríos. Una vez completado el proceso de evaluación de las características hidrográficas y topográficas del río y su calidad de agua, incluyendo la identificación de los agentes contaminantes físicos, químicos y microbiológicos, y la condición biológica del ecosistema, y determinado las potenciales fuentes de emisión de contaminantes, es posible diagnosticar el estado del cuerpo de agua.

La siguiente pregunta que se nos plantea es:

¿Cómo remover los contaminantes presentes y qué estrategias seguir para restaurar el ecosistema?

En este capítulo, intentaremos responder mediante algunos conceptos básicos a esas preguntas.

Se denomina *remediación* al procedimiento utilizado para remover o contener un derrame tóxico o de materiales peligrosos producidos en un sitio determinado, como resultado de la actividad humana (U.S.EPA, 2008). Involucra el desarrollo y aplicación de una o más estrategias cuidadosamente planificadas dirigidas a la remoción, destrucción, contención o reducción de la disponibilidad de contaminantes para los organismos vivos expuestos (CCME, 1997). El alcance de los procesos de remediación es, entonces, más amplios que la simple limpieza o remoción de contaminantes presentes.

Se entiende por *restauración ambiental* a las medidas y estrategias tomadas para recuperar la estructura y función de un ecosistema degradado, incluyendo su hidrología, paisaje y comunidades biológicas, o porciones de ellas, a una condición ecológica de menor deterioro (Organisation for Economic Co-operation and Development, 2007). U.S. EPA (2003) define el término como la recuperación de un ecosistema degradado a un estado aproximadamente cercano a su potencial natural persistente en el tiempo. Si la restauración incluye el retorno al sistema natural original, se asume que los atributos ecológicos del sistema original son conocidos, lo que ocurre en escasas oportunidades. Por consiguiente, existen distintas interpretaciones del éxito de un proceso de restauración particular (Livingston, 2006). Más adelante, discutiremos más ampliamente estos conceptos.



Remediación de aguas superficiales y sedimentos

6.1

En respuesta a la creciente necesidad de enfrentar los problemas asociados a la presencia de contaminantes en el ambiente, se han desarrollado numerosas tecnologías de remediación para tratar suelos, sedimentos, aguas subterráneas, lixiviados y aguas superficiales. Anualmente, en todo el mundo, se proponen y evalúan a escala piloto nuevas metodologías, desarrolladas por la comunidad científico-tecnológica, tendientes a resolver la problemática asociada a la remediación de los sitios contaminados.

La mayor parte de la experiencia en esta área del conocimiento se ha centrado en la remediación de suelos y aguas subterráneas. La información respecto de la aplicación de tecnologías sobre ecosistemas dulceacuícolas naturales, tales como ríos, arroyos y *humedales* es relativamente escasa. Probablemente, esto se deba a la complejidad de la problemática a resolver en estos casos, ya que estos proyectos implican la aplicación simultánea de distintas tecnologías de remediación sobre las aguas superficiales, los sedimentos y el suelo y el paisaje ribereño.

Los procesos de remediación de ecosistemas dulceacuícolas naturales a gran escala que se están actualmente desarrollando a lo largo del mundo, tales como los de los ríos Savannah, Fox y Hunter, en Estados Unidos de Norteamérica, y los ríos Leichhardt, King y Parramatta, en Australia, citando sólo algunos ejemplos, han implicado esfuerzos conjuntos de la sociedad humana involucrada, las organizaciones gubernamentales locales, regionales y nacionales, y los responsables de las actividades productivas asentadas en la zona para acordar las estrategias a utilizar y el aporte de los recursos económicos y técnicos necesarios. Estos proyectos han requerido periodos prolongados de evaluaciones previas y extensas negociaciones tendientes a acordar los objetivos de la remediación y las tecnologías a aplicar. Finalmente, generalmente, estos proyectos han previsto que los procesos de remediación en sí mismos se extenderían durante tiempos variables entre 6 y 15 años antes de alcanzar los resultados esperados.

El *sitio de remediación* es definido como el área discreta o el volumen de espacio que ha sido contaminado por un tipo de actividad, y donde se planea aplicar o se aplican estrategias de remediación. El sitio puede ser muy amplio, incluyendo varios cientos de hectáreas, o muy pequeño, por ejemplo, de apenas 10 m². Sus características dependerán del tipo de actividad humana que ha causado la contaminación (Suthersan, 1999).

En el caso de los ecosistemas dulceacuícolas, el sitio de remediación puede incluir suelo ribereño, agua superficial, sedimentos, y aún, agua subterránea contaminados,



En consecuencia, el proceso de remediación de un sitio contaminado incluye los procedimientos de:

- ❖ Evaluación del sitio
- ❖ Selección de la o las tecnologías adecuadas para la remediación
- ❖ Reparación, confinamiento, reducción o remoción del / los contaminantes detectados, esto es, la remediación propiamente dicha (U.S.EPA, 2005).

U.S. EPA (2005) distingue, de acuerdo a su grado de desarrollo y nivel de experiencia en su aplicación, tres tipos de tecnologías de remediación, a saber:

- ❖ Tecnología Emergente: es una nueva tecnología, recientemente desarrollada, que actualmente se encuentra en etapa de ensayo a escala de laboratorio
- ❖ Tecnología Innovadora: es una tecnología que se ha probado en el campo y se ha aplicado a sitios contaminados, pero que no cuenta con un largo historial de utilización. En consecuencia, la información sobre su costo y eficiencia puede resultar insuficiente como para predecir su resultado en distintas condiciones operativas
- ❖ Tecnología Establecida: es una tecnología para la cual puede hallarse fácilmente información sobre costos y eficiencia; ha sido utilizada en numerosos sitios diferentes y sus resultados han sido documentados en forma completa.

La mayoría de las tecnologías de remediación están dirigidas a alguno de los siguientes tres objetivos primarios:

- ❖ Destruir los contaminantes o alterar su estructura química de manera que no resulten tóxicos para la biota expuesta
- ❖ Extraer o separar los contaminantes del sitio, de manera de transportarlos para su tratamiento posterior o disponerlos en un sitio seguro, o
- ❖ Inmovilizar los contaminantes, evitando su dispersión en el ambiente, hasta tanto se decida alguna alternativa de tratamiento o, en caso de que ésta no exista, se desarrolle otra alternativa adecuada.

timientos ambientales involucrados y los contaminantes presentes, surge claramente la necesidad de realizar una evaluación exhaustiva del sitio previamente a la toma de decisiones del alcance de la remediación y el tipo de tecnologías a aplicar.

La evaluación del sitio contaminado incluye su caracterización geológica y físico-química, determinación del rango y diversidad de contaminantes, mediante muestreos exhaustivos y determinaciones físico-químicas adecuadas, y la valoración completa de la ubicación de los contaminantes presentes, tanto vertical como horizontalmente.

Se han desarrollado numerosas tecnologías de remediación para tratar suelos, sedimentos, aguas subterráneas y superficiales contaminadas, incluyendo métodos "*in situ*" y "*ex situ*". Los primeros se aplican directamente en el sitio de remediación, sin remover el medio contaminado. Los métodos "*ex situ*" implican la remoción del medio contaminado y su transporte hasta la instalación donde se le aplica la o las tecnologías seleccionadas.

La principal ventaja de los tratamientos *in situ* es que permiten que el agua superficial

incluyendo áreas muy extensas.

Para cada sitio de remediación debe considerarse, además, la *madurez* o el *estado de progresión* de la contaminación. Así, un sitio contaminado puede presentar diferentes características dependiendo del tiempo transcurrido desde el inicio del proceso de contaminación y de la velocidad y la dirección de dispersión y *advección* de los contaminantes desde su fuente. Es importante comprender, teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, en consecuencia, que cada sitio contaminado es diferente y que, en consecuencia, cada proyecto de remediación es diferente e implica una solución única. Así, las tecnologías y procedimientos aplicados para un sitio de contaminación pueden ser no ser adecuados y, más aún, resultar ineficientes para otro sitio contaminado similar (Suthersan, 1999)

Un sitio contaminado particular puede requerir la aplicación de una combinación de procedimientos para permitir la remediación óptima de acuerdo a sus características. Así, pueden utilizarse tecnologías biológicas, físicas y químicas en conjunto para reducir la contaminación a un nivel aceptable y seguro (Suthersan, 1999).

Dada la variabilidad en cuanto a las dimensiones y características geográficas, físicas y químicas del sitio contaminado, los compar-

y los sedimentos sean tratados en el sitio, resultando en una disminución de los costos y de los riesgos asociados a la manipulación y transporte de materiales contaminados, y determinando una menor alteración del ambiente sometido a la remediación. Estos tratamientos, sin embargo, generalmente requieren un prolongado tiempo de aplicación y resulta más difícil verificar la eficacia y uniformidad del proceso de remediación, debido a la natural variabilidad de los ambientes donde son aplicados (Suthersan, 1999).

Los tratamientos *ex situ* requieren usualmente un menor tiempo de aplicación que las tecnologías *in situ* y resulta más sencillo evaluar la uniformidad del tratamiento, dado que el medio es separado, homogenizado y tratado separadamente. Sin embargo, los tratamientos *ex situ* implican la excavación de los sedimentos y/o la extracción del agua superficial, determinando mayores costos de implementación, la utilización de equipamiento más complejo, mayor riesgo de manipulación y transporte de materiales contaminados. Por otra parte, determinan una alteración significativa del ambiente sometido a la remediación, mientras el proceso se desarrolla (Suthersan, 1999).

La **selección** de las tecnologías de remediación a aplicar dependerá de las características geológicas y físico-químicas del sitio a remediar, de los compartimientos ambientales involucrados, tales como agua superficial, sedimentos, etc., del tipo y concentración de contaminantes presentes, de los requerimientos establecidos por las normativas locales y regionales, de los costos asociados al proceso de remediación, tanto en personal como en insumos, y de las limitaciones existentes en cuanto al tiempo requerido para la obtención de resultados.

Las **tecnologías de tratamiento destructivas**, capaces de alterar la estructura química de los contaminantes, pueden ser aplicadas *in situ* o *ex situ* e incluyen métodos de tratamiento térmico, biológico, o químico.

Las **tecnologías de tratamiento por extracción y separación** de contaminantes incluyen procesos de separación térmica, extracción con vapor de agua, solventes, agua pura o aditivada con solventes de distinto tipo, o aire, separación de fases de distinta densidad, intercambio iónico y combinaciones de los métodos anteriores.

Las **tecnologías de inmovilización** no son efectivas en forma permanente, están diseñadas para ser utilizadas durante un cierto tiempo, hasta decidir otra alternativa destructiva o de extracción posible. Incluyen métodos de estabilización, utilizados para metales y otras sustancias químicas inorgánicas, solidificación y confinamiento, tales como los rellenos sanitarios seguros y las barreras de contención (U.S. EPA, 2005).

Nos referiremos brevemente a las tecnologías de remediación biológicas y físico-químicas más comúnmente utilizadas en los ecosistemas dulceacuícolas, tanto para aguas superficiales como para sedimentos.



Tecnologías de remediación biológicas “in situ” y “ex situ”

6.1.1

Los tratamientos biológicos *in situ* y *ex situ* implican la intervención de la biota naturalmente presente en el sitio de remediación o implantada allí por el hombre con el fin de remover los contaminantes presentes. Todas ellas implican la degradación de los contaminantes presentes en el medio, por lo menos, en forma parcial, por lo que constituyen tecnologías destructivas.

Dentro de los tratamientos biológicos *in situ* habitualmente aplicados a aguas superficiales y sedimentos contaminados se cuentan:

- ❖ *Biorremediación incrementada* o *biodegradación incrementada*;
- ❖ *Atenuación natural monitoreada* y
- ❖ *Fitorremediación*.

La *biorremediación incrementada*, también denominada *biodegradación incrementada*, es una tecnología aplicable *in situ* dirigida hacia la generación de un ambiente favorable para los microorganismos, tanto en lo que se refiere a la provisión de oxígeno como la disponibilidad de nutrientes, de manera de estimular el crecimiento de la comunidad microbiológica y de favorecer la utilización de los contaminantes como fuente de carbono y de energía para su actividad metabólica. Los microorganismos involucrados en el proceso pueden ser bacterias aeróbicas, anaeróbicas, facultativas, u hongos (FIGURA 40).

En el caso de los ríos y arroyos contaminados, generalmente, la aplicación de esta tecnología implica asegurar la provisión de alguna combinación de oxígeno y nutrientes, disponibles para el sistema, y monitorear adecuadamente la temperatura y el pH del medio. En los cursos de agua de pequeño a mediano caudal, el oxígeno y los nutrientes son usualmente provistos a través de cañerías flexibles, perforadas a intervalos regulares, ubicadas a través del cauce, apoyadas sobre el sedimento del fondo. El sistema de cañerías está conectado a bombas de diseño adecuado que aseguran el bombeo controlado de aire o agua rica en oxígeno y nutrientes hacia el río u arroyo. En el caso de ríos de elevado caudal, suelen utilizarse embarcaciones apropiadas, en las que se disponen sistemas de bombeo de aire y nutrientes. Estas embarcaciones se trasladan a través del sitio contaminado liberando oxígeno y nutrientes, en la medida en que sea requerido. Esta última tecnología es utilizada exitosamente, desde hace más de veinte años, en la remediación del río Támesis, en Inglaterra.

Adicionalmente, tanto en los pequeños cursos de agua como en los grandes ríos, se disponen sistemas automáticos o manuales de determinación de variables ambientales, tales como concentración de oxígeno disuelto, concentración de nutrientes, pH, conductividad, temperatura, que permiten mantener un apropiado control del proceso.

Este tipo de tratamiento puede ser aplicado, en consecuencia, en aquellos casos en que los contaminantes presentes sean biodegradables. No es una tecnología aplicable al tratamiento

de contaminantes inorgánicos (U.S. Army Environmental Center, 2007).

La biorremediación *in situ* ha sido utilizada exitosamente en el tratamiento de sedimentos y aguas superficiales contaminados con una amplia diversidad de compuestos orgánicos, incluyendo hidrocarburos, solventes orgánicos y plaguicidas, entre otros...

En términos generales, se trata de una tecnología de bajo costo de implementación. Los contaminantes son destruidos y, generalmente, no se requiere la aplicación de tratamientos posteriores que completen el proceso.

Un aspecto a considerar en la aplicación de esta metodología es que, en ocasiones, el proceso de biodegradación puede generar subproductos más tóxicos que el original; tal es el caso de la degradación del tricloroetileno (*TCE*), un solvente clorado volátil, que genera cloruro de vinilo, altamente tóxico. En consecuencia, la implementación de esta tecnología implica disponer de un exhaustivo conocimiento de las reacciones metabólicas involucradas y de una evaluación previa de la necesidad de aplicar metodologías adicionales que controlen y eviten la exposición de la biota acuática a los productos secundarios de la degradación.

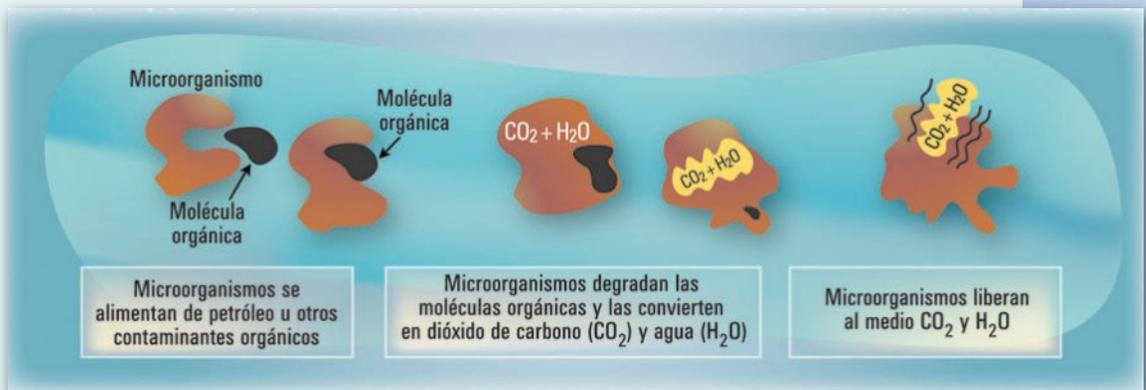


Figura 40: Diagrama esquemático de la degradación aeróbica en agua y sedimentos (Modificado de U.S. EPA, 2001b)

En algunos casos, a fin de mejorar el proceso, puede requerirse la adición de microorganismos adaptados para la degradación de contaminantes específicos o capaces de sobrevivir bajo condiciones ambientales extremas. Este procedimiento es denominado *bioaumentación*. A tal fin, se recolectan microorganismos nativos, naturalmente presentes en el sitio de remediación, y se los cultiva separadamente. Según lo que se requiera, se desarrolla un proceso de selección de aquellos que son capaces de degradar determinados compuestos orgánicos o de sobrevivir en condiciones ambientales específicas. Finalmente, estos cultivos enriquecidos son reinoculados en el sitio como estrategia para incrementar rápidamente la densidad de la comunidad microbiana. Investigaciones recientes no han encontrado evidencia de beneficios significativos resultantes de la adición de microorganismos no nativos (U.S. Army Environmental Center, 2007)...

Algunos compuestos orgánicos no pueden ser utilizados como fuente de energía y de carbono por los microorganismos habitualmente presentes en los ecosistemas dulceacuícolas, tal es el caso de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs). Sin embargo,

pueden ser biodegradados mediante *procesos cometabólicos*. El *cometabolismo* es definido como la transformación de un compuesto orgánico por un microorganismo, sin que éste sea utilizado como fuente de energía o de carbono. La sustancia orgánica es degradada a través de un camino metabólico secundario y el organismo no recibe beneficios, en términos energéticos, a partir de ese proceso. Estos procesos cometabólicos de degradación

La aplicación de la biorremediación incrementada requiere:

- ❖ El modelado y la evaluación previa de las tasas y vías de degradación de contaminantes
- ❖ La predicción de la concentración de contaminantes esperada aguas debajo de la fuente y en los potenciales receptores, a fin de demostrar que los procesos naturales de degradación reducirán efectivamente la concentración de contaminantes por debajo de los niveles que impliquen un riesgo inaceptable para la biota que potencialmente podría resultar expuesta.
- ❖ El monitoreo a largo plazo dirigido a confirmar la existencia de procesos de degradación consistentes con los objetivos previstos de remediación.

resultan ser más lentos y, para asegurar su producción *in situ*, se requiere asegurar la disponibilidad de fuentes de carbono y energía adecuadas para los microorganismos involucrados. A tal fin, suelen inyectarse en el medio soluciones diluidas de otros compuestos orgánicos que puedan ser usados como fuentes de carbono y energía por los microorganismos presentes, tales como metano, metanol, tolueno, propano y butano (Suthersan, 1999).

La biorremediación incrementada es una tecnología de aplicación a largo plazo; el proceso de remediación puede durar desde 6 meses a 5 años, dependiendo de las tasas de degradación de los contaminantes específicos, las características del sitio y las condiciones climáticas. Las bajas temperaturas ambientales reducen la efectividad del proceso.

La *atenuación natural monitoreada* no constituye una tecnología de remediación en sí misma. Implica el cuidadoso control y monitoreo de los procesos de reducción natural de la concentración de contaminantes, debida a los procesos de transporte y degradación en el sitio producidos sin intervención humana, hasta alcanzar los objetivos de remediación previstos, específicos para el sitio, dentro de un tiempo razonable. En resumen, implica la observación y monitoreo de los procesos de remediación que se producen naturalmente en el sitio contaminado. Es denominada, también, como *remediación intrínseca*, *biorremediación intrínseca*, *restauración natural* o *biorremediación pasiva*. Puede ser percibida como una alternativa de “no acción”, sin embargo, no lo es (U.S. Army Environmental Center, 2007).

Resulta posible aplicar esta tecnología cuando los contaminantes presentes son biodegradables y su destrucción se está llevando a cabo, efectivamente, por biodegradación, cuando la biota no ha sido aún expuesta a los contaminantes presentes y cuando existe un bajo nivel de riesgo o no existe riesgo significativo debido a la presencia de contaminantes en el sitio. En consecuencia, esta estrategia puede ser aplicada cuando existen bajos niveles de contaminación orgánica en el sitio. No se recomienda su aplicación cuando los contaminantes presentes pueden migrar y dispersarse en el ambiente, antes de ser degradados.

La atenuación natural monitoreada ha sido aplicada exitosamente a ambientes dulcea-cuícolas contaminados con compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles halogenados, hidrocarburos y plaguicidas órganofosforados.

Esta estrategia presenta la ventaja de ser una práctica de bajo costo, que no genera alteraciones del paisaje y que puede ser usada posteriormente a la aplicación de otras tecno-

logías más intrusivas. Sin embargo, requiere un largo tiempo de aplicación y la realización de monitoreos a largo plazo. Su aplicación depende de que no se produzcan cambios naturales o de origen antropogénico en las condiciones hidrogeológicas locales, que puedan alterar adversamente los resultados previstos. Por otra parte, la comunidad humana involucrada puede asociar la aplicación de esta tecnología a la ausencia de acciones dirigidas hacia la solución de la problemática ambiental planteada, requiriéndose, en consecuencia, esfuerzos adicionales para asegurar su aceptación.

La **fitorremediación** es un término genérico aplicado a un grupo de tecnologías que utilizan plantas para remover, transferir, estabilizar y destruir contaminantes orgánicos e inorgánicos en suelo, agua y sedimentos, a través de los procesos biológicos, químicos y físicos naturales de esos organismos.

Las plantas poseen excepcionales capacidades metabólicas y de absorción, y sistemas de transporte que les permiten capturar selectivamente nutrientes y contaminantes a partir del suelo y el agua. La fitorremediación involucra el crecimiento de plantas en un medio contaminado, durante un periodo determinado, para remover los contaminantes o facilitar su inmovilización y/o degradación. Posteriormente, las plantas pueden ser cosechadas, procesadas y dispuestas en un sitio adecuado, de manera que los contaminantes no resulten nuevamente liberados al medio.

La fitorremediación es una tecnología pasiva, ya que sólo requiere la utilización de la energía solar, disponible para la remediación de sitios con bajos a moderados niveles de contaminación. Ha sido usada exitosamente para la remoción de metales, solventes orgánicos, explosivos, petróleo, hidrocarburos aromáticos, entre otros contaminantes. Ha sido empleada, además, para el manejo de cuencas a través del control hidráulico de los contaminantes, controlando su dispersión. Es un proceso de tratamiento lento, a largo plazo, requiriendo entre 3 y 5 años o más de aplicación, dependiendo de la tasa de crecimiento de las plantas seleccionadas y de las condiciones del medio (U.S. Army Environmental Center, 2007).

Esta tecnología ha sido empleada, generalmente, en proyectos de pequeña y mediana escala. Existe una limitada información respecto

Existen distintos mecanismos a través de los cuales las plantas remueven, degradan y contienen contaminantes. En el caso de la remediación de aguas superficiales y sedimentos, los mecanismos más comúnmente involucrados son:

- ❖ Biodegradación incrementada por rizósfera: se produce en el suelo inmediatamente adyacente a las raíces de la planta; las sustancias naturales producidas y liberadas por las raíces de las plantas aportan nutrientes a la microflora del suelo, incrementando su actividad biológica y, en consecuencia, la biodegradación de los compuestos contaminantes presentes
- ❖ Control fitohidráulico: el sistema de raíces de la planta permite contener la migración e infiltración de contaminantes, creando una barrera hidráulica natural
- ❖ Fitoextracción o fitoacumulación: las raíces de las plantas capturan contaminantes que son transportados y acumulados en otros tejidos vegetales vivos, tal como hojas y brotes, donde las sustancias químicas permanecen retenidas; es el proceso que prevalece en el caso de la remediación de metales y radionucleidos
- ❖ Fitodegradación: es el proceso que involucra la extracción de contaminantes a través del sistema de raíces y su posterior degradación, mediante los procesos metabólicos de la planta; ciertas enzimas vegetales, como las dehalogenasas y oxigenasas, catalizan los procesos de degradación de solventes orgánicos, plaguicidas y herbicidas, hidrocarburos y sustancias orgánicas cloradas
- ❖ Fitoestabilización: las raíces de las plantas producen compuestos químicos que, una vez liberados al medio, inmovilizan a los contaminantes presentes en la interfase entre las raíces y el sedimento; algunas plantas absorben, acumulan e inmovilizan contaminantes inorgánicos dentro de sus raíces, donde permanecen retenidos; y
- ❖ Fitovolatilización: a través del sistema de raíces de las plantas se extraen y transportan contaminantes orgánicos desde el agua y el sedimento hacia las hojas, donde son eliminados a la atmósfera por transpiración, evaporación o volatilización.

de sitios de remediación extensos. Los avances en técnicas biológicas y químicas determinan que la fitorremediación presente un alto potencial para servir como un método de remediación sustentable y ecológicamente aceptable.

En los sitios de aplicación de esta tecnología, existe un riesgo considerable de que los animales presentes en el medio consuman el material vegetal con alta concentración de contaminantes, determinando su reintroducción en la cadena trófica. A fin de evitar esta posibilidad, en los sitios de fitorremediación se restringe el acceso de animales de pastoreo, aves y peces mediante alambrados, redes de cobertura y redes acuáticas, se aplican plaguicidas para eliminar roedores e insectos, y se implementa la cosecha de las plantas antes de su floración o producción de semillas, limitando la disponibilidad de alimento para otras especies.

Las plantas habitualmente seleccionadas para la fitorremediación de ecosistemas dulceacuícolas incluyen macrófitas, tales como las totoras (*Typha dominguensis*), papiros (*Cyperus* spp.), camalotes o jacintos de agua (*Eichhornia* spp.), redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*), lentejas de agua (*Lemna gibba* y *Spirodela intermedia*), lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) y espinacas de agua (*Ipomoea* spp.), entre otras especies (U.S. Army Environmental Center, 2007).

Se han llevado a cabo experiencias exitosas utilizando estrategias de fitorremediación en la construcción de corredores ribereños. Las plantas son aplicadas a lo largo de la margen del río, de manera de controlar, interceptar y remediar la contaminación, sobre todo asociada a la presencia de metales, antes de que se produzca su ingreso al río.

Las tecnologías de fitorremediación presentan la ventaja de estar basadas en procesos naturales y requerir escaso equipamiento y una sencilla operación. Por otra parte, la presencia de plantas determina que el paisaje en el sitio de remediación resulte más atractivo.

Las tecnologías de remediación biológicas *ex situ* habitualmente utilizadas implican la extracción previa del agua y/o de los sedimentos para ser transportados hacia una instalación, externa al sitio, donde serán tratados. Incluyen, entre otras, las metodologías de:

- ❖ *Biorreactores*,
- ❖ *Humedales artificiales*,
- ❖ *Biopilas*,
- ❖ *Compostaje*, y
- ❖ *Tratamiento en tierra por labranza* o “*landfarming*”.

Los *biorreactores* son, como su nombre lo indica, reactores biológicos integrados por un recipiente apropiado que mantiene un ambiente interno apropiado, aportando todos los requerimientos necesarios para mantener una comunidad de microorganismos degradadores, incluyendo el ingreso del material a degradar, su mezclado, el control de la temperatura, el suministro de oxígeno y nutrientes, el control del pH, el egreso del material tratado, la eliminación de gases y productos residuales, etc. (FIGURA 41). Suelen tener forma cilíndrica, con tamaño variable y están usualmente recubiertos por una carcasa metálica.

Los microorganismos pueden estar suspendidos libremente en el medio, mantenidos

mediante agitación continua, o asociados, formando una delgada película fija, a un material sólido, inerte, de soporte contenido en el biorreactor. Así, se diseñan *biorreactores de crecimiento en suspensión*, en el primer caso, y de *crecimiento en fijación*, en el segundo. El proceso de biodegradación que se lleva a cabo en estas instalaciones puede ser aeróbico, facultativo o anaeróbico. En el caso del tratamiento de aguas superficiales se utilizan predominantemente biorreactores aeróbicos. El tipo de metabolismo de la comunidad de microorganismos contenida en el sistema y el volumen y características del material a tratar determinan los parámetros y características de diseño y operación del biorreactor.

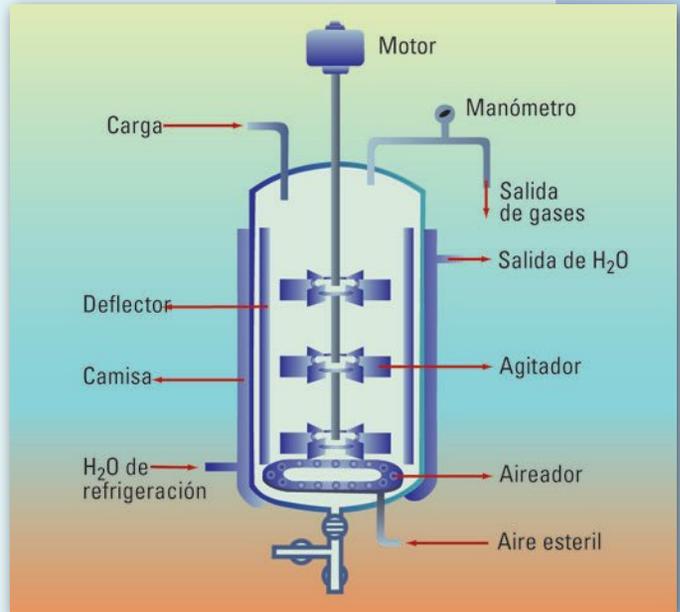


Figura 41: Diagrama esquemático de un biorreactor de mezcla continua (Modificado de Tchobanoglous y colaboradores, 2003.)

El agua superficial extraída del sitio contaminado es puesta en contacto con los microorganismos suspendidos o fijados en el biorreactor. La materia orgánica presente en el agua es degradada por la comunidad biológica activa produciendo CO₂, H₂O y nueva biomasa bacteriana. La comunidad microbiana puede ser obtenida a partir del mismo cuerpo de agua contaminado o a partir de un inóculo de microorganismos adaptados para la degradación de contaminantes específicos. El agua ya tratada puede ser retornada al cuerpo de agua o ser utilizada para otros fines, tales como irrigación, potabilización, etc.

Esta tecnología implica su utilización a largo plazo, durante varios años, hasta obtener los resultados deseados.

Los biorreactores han sido utilizados exitosamente para tratar aguas contaminadas con compuestos orgánicos semivolátiles, hidrocarburos, PCBs y otros compuestos biodegradables. El proceso ha mostrado ser menos efectivo para la degradación de plaguicidas.

La tecnología de *humedales artificiales* utiliza los procesos geoquímicos y biológicos naturales generados en un ecosistema de *humedal* construido por el hombre, para acumular y remover compuestos orgánicos e inorgánicos contaminantes presentes en el agua que ingresa en él. La tecnología incorpora los principales componentes de un humedal natural, incluyendo suelos con alto contenido orgánico, presencia de una comunidad microbiológica activa, algas y plantas vasculares. La actividad microbiológica es la principal responsable de la degradación de la materia orgánica presente en el agua que ingresa al sistema (*influyente*).

El *influyente*, proveniente del bombeo de las aguas superficiales de un río u arroyo contaminado fluye a través de las distintas zonas aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas del humedal artificial, en las que se generan diferentes procesos de degradación.

Los humedales son construidos sobre un lecho de grava, paja o estiércol, dispuesto sobre

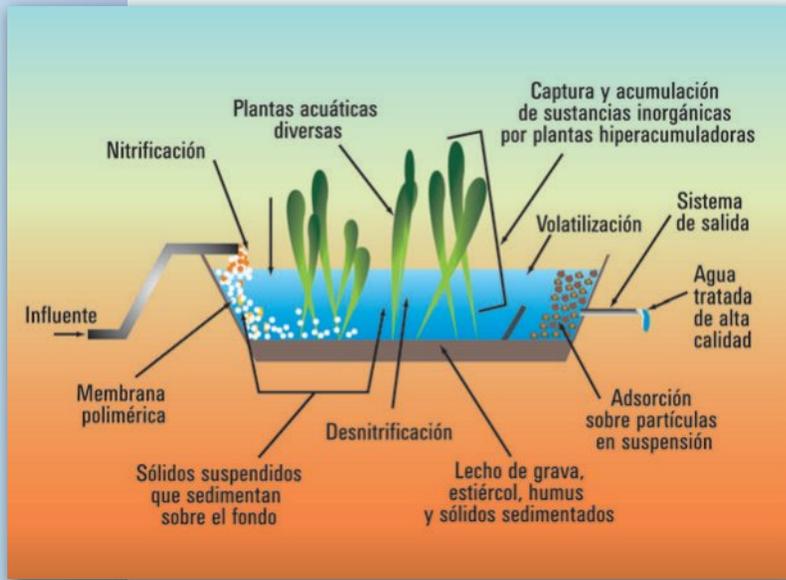


Figura 42: Diagrama esquemático de un humedal artificial, mostrando los principales procesos de degradación y transformación de los contaminantes producidos en él (Modificado de U.S. EPA – USAF, 2007).

una membrana polimérica impermeable, que evita el escurrimiento y lixiviación de los materiales presentes fuera de los límites del humedal (FIGURA 42).

Su diseño intenta reproducir la biodiversidad presente en una zona húmeda natural. Así, se siembran plantas acuáticas enraizadas y flotantes, y plantas vasculares enraizadas en las orillas, autóctonas o foráneas, tales como cañas (*Phragmites* spp.), totoras (*Typha* spp. y *Scirpus* spp.), lirios de agua (*Iris* spp.), nenúfares (*Nymphaea* spp.), juncos (*Juncus* spp.), juncias (*Carex* spp.), plátanos de agua (*Alisma* spp.), milhojas de agua (*Myriophyllum* spp. y

Ceratophyllum spp.), junco florido (*Butomus* spp.), espigas de agua (*Potamogeton* spp.), entre otras. En el caso de contaminación por metales y metaloides, es crucial la siembra de plantas hiperacumuladoras de metales. La comunidad microbiana aeróbica y anaeróbica degradadora presente en el sedimento y en suspensión en el agua genera la degradación aeróbica y anaeróbica de los compuestos orgánicos presentes en el influente, la desnitrificación anaeróbica y la remoción biológica de fósforo.

Así, los compuestos orgánicos son degradados predominantemente por actividad microbiológica. Los metales y metaloides son removidos por procesos complejos de intercambio iónico, debido al contacto con sustancias húmicas, compuestos orgánicos del sedimento y partículas en suspensión presentes en el humedal, por adsorción y precipitación sobre partículas en suspensión que, luego, sedimentan sobre el fondo, por procesos de óxido–reducción geoquímica o mediada por bacterias, en las zonas aeróbicas y anaeróbicas, y/o por captura y bioacumulación por plantas y algas (FIGURA 42).

La tecnología de humedales artificiales implica un largo tiempo de aplicación; estos sistemas son diseñados para operar continuamente durante varios años. El sistema requiere una operación sencilla y un limitado costo de mantenimiento y operación; presenta una buena adaptabilidad a las variaciones de carga del influente y una óptima integración paisajística. Los períodos prolongados de sequía pueden afectar la flora y limitar severamente el funcionamiento del humedal.

Esta tecnología ha sido aplicada exitosamente al tratamiento de aguas superficiales contaminadas con materia orgánica de origen animal o vegetal, nutrientes, metales pesados y desechos ácidos y básicos derivados de actividades mineras.

La aplicación de la tecnología de *biopilas* requiere que los sedimentos excavados y trans-

portados sean mezclados con nutrientes, suelo o sedimentos naturales no contaminados y otras enmiendas, habitualmente utilizadas para suelos, y ubicados en áreas confinadas, limitadas por membranas poliméricas impermeables que evitan que se produzcan fenómenos de escurrimiento y percolación fuera de los límites del sistema. Estas zonas de confinamiento suelen ser pozas excavadas en el suelo, donde se disponen los materiales a tratar formando una pila. La pila puede alcanzar 2 a 3 m de altura y es aireada mediante bombas de vacío y aireadores distribuidos en su estructura, y los lixiviados generados como resultado del proceso de degradación son recolectados mediante un sistema de cañerías y trasladados para su tratamiento posterior utilizando alguna tecnología adicional. Las condiciones de humedad y temperatura, las concentraciones de oxígeno y nutrientes, y el pH deben ser controlados adecuadamente durante el proceso.

Las pilas pueden ser cubiertas con membranas plásticas para controlar la escorrentía lateral, la evaporación y la volatilización, y para mantener la temperatura del sistema en los climas fríos. Si entre los contaminantes existen compuestos orgánicos volátiles, éstos se volatilizarán en el ambiente; en consecuencia, la pila debería estar aislada de manera de facilitar la recolección de los gases generados para su tratamiento posterior.

La degradación aeróbica de los compuestos orgánicos presentes en los sedimentos contaminados se produce por la actividad de los microorganismos naturalmente presentes.

Esta tecnología ha sido utilizada exitosamente para reducir la concentración de petróleo e hidrocarburos, plaguicidas, compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles en sedimentos excavados. Requiere un relativamente corto tiempo de aplicación; la duración de la operación varía entre algunas semanas y varios meses dependiendo de las condiciones del sedimento a tratar.

El *compostaje* es una tecnología *ex situ* de remediación que implica la excavación previa de los sedimentos a tratar, su transporte y mezcla con enmiendas orgánicas y agentes que determinen el aumento de volumen, tales como astillas de madera, heno, estiércol y restos vegetales. La mezcla es dispuesta en pilas ubicadas sobre el terreno revestido con membrana polimérica impermeable, para evitar los fenómenos de escorrentía y lixiviación. Los procesos de degradación son llevados a cabo por microorganismos presentes en la mezcla o por lombrices de tierra inoculadas en el sistema. En este último caso, la tecnología es denominada *vermicompostaje*.

La selección de las enmiendas adicionadas al sedimento asegura una adecuada porosidad y proveen un balance apropiado de las concentraciones de carbono y nitrógeno, a fin de favorecer la actividad microbiológica aeróbica.

En esencia, el *compostaje* es un proceso biológico controlado a través del cual los contaminantes orgánicos son convertidos por microorganismos, bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas, o por lombrices de tierra, en condiciones aeróbicas, en subproductos inocuos y estabilizados, esto es, en *humus* (material similar al suelo).

El tamaño óptimo de las pilas de compostaje

Típicamente, en el interior del sistema se mantienen elevadas temperaturas, variables entre 54°C y 65°C, generadas por los procesos metabólicos de los microorganismos degradadores, a fin de que los contaminantes orgánicos sean apropiadamente compostados, esto es, degradados a subproductos estabilizados e inocuos. A fin de obtener una máxima eficiencia en el sistema se requiere mantener:

- ❖ Una adecuada oxigenación, mediante el volteo y mezclado de la pila con una periodicidad diaria
- ❖ Valores apropiados de humedad., a través de la irrigación cuando resulte necesaria, y
- ❖ Un rango de temperatura conveniente.

oscila entre los 4 y 5 m de longitud, y 2 m a 3 m de altura, permitiendo la generación de calor suficiente y el mantenimiento de la temperatura interna (FIGURA 43).

Al igual que en el caso de la tecnología de biopilas, si el sedimento contaminado contiene compuestos orgánicos volátiles o semivolátiles, el sistema debería permitir la recolección de los gases emitidos y su tratamiento posterior.

El compostaje ha sido aplicado exitosamente para el tratamiento de sedimentos contaminados con una variedad de compuestos orgánicos biodegradables, tales como explosivos e hidrocarburos aromáticos policíclicos,

En el caso de los procesos de *vermicompostaje*, se disponen lombrices de tierra rojas californianas (*Eisenia foetida*) en depósitos, silos o pilas junto con los sedimentos contaminados para favorecer su degradación y la generación de un compost de alta calidad. La utilización de esta tecnología, a diferencia de la mediada por microorganismos, implica el mantenimiento de temperaturas medias en el sistema, variables entre los 12 y los 25 °C.

El compostaje y el vermicompostaje requieren un adecuado control de los potenciales olores desagradables producidos y un cuidadoso monitoreo y recolección del lixiviado generado por el proceso, que será dirigido hacia un tratamiento posterior.

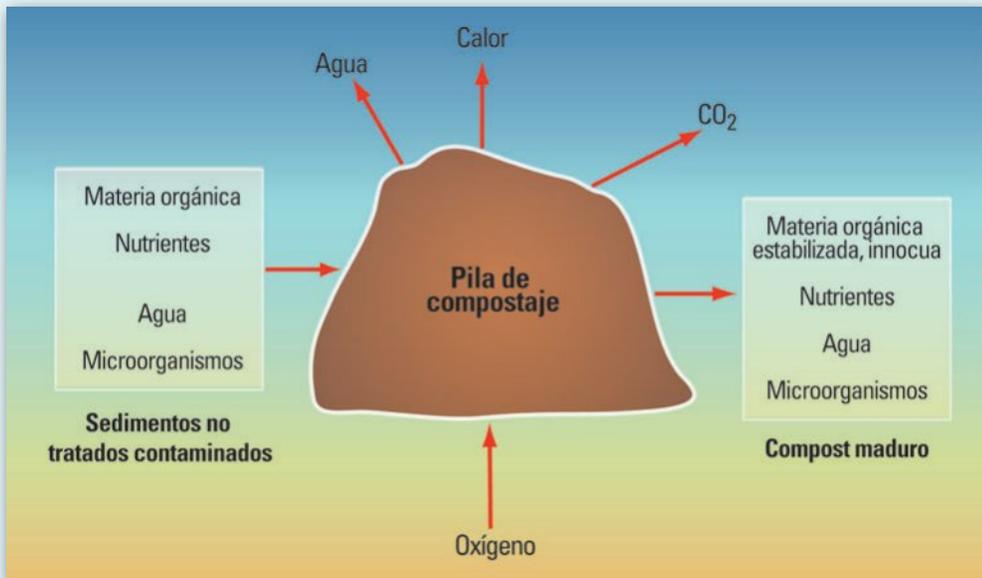


Figura 43: Diagrama esquemático de una pila de compostaje, mostrando los principales procesos de degradación y transformación de los contaminantes producidos en ella (Modificado de U.S. EPA – USAF, 2007).

El “*landfarming*” o *tratamiento en suelo por labranza* es una tecnología de remediación a gran escala, mediante la cual el sedimento excavado es dispuesto en lechos, limitados por membrana polimérica impermeable, formando capas sucesivas, y periódicamente volteados o arados para facilitar su aireación. El sedimento contaminado dispuesto de esa manera interactúa con el suelo, la comunidad microbiológica nativa y las condiciones ambientales naturales del sitio, facilitando la degradación, transformación e inmovilización de la materia orgánica. Básicamente, se trata de un proceso de degradación aeróbica de los contaminantes

orgánicos presentes en el sedimento, mediada por la comunidad microbiológica natural del sitio. El diseño del “landfarming” incorpora sistemas de recolección de lixiviados.

El mantenimiento de un adecuado proceso de degradación implica, como en las tecnologías antes mencionadas, el control de la humedad, aireación, pH y nutrientes en el sistema.

Cuando el nivel deseado de degradación de la materia orgánica es alcanzado, la capa superior de material tratado es removida y se aplica nuevo sedimento a tratar. Inmediatamente, el lecho es arado a fin de mezclar adecuadamente los nuevos materiales con el material remanente en el sitio. De esta manera se utiliza la comunidad microbiológica ya presente en el medio para facilitar la degradación de la nueva capa de sedimento, reduciendo la duración del tratamiento.

El tiempo de duración del tratamiento por “landfarming” es variable, dependiendo del tipo y concentración de los contaminantes presentes y de las características del sedimento a tratar; puede variar entre 1 a varios años.

El “landfarming” es una tecnología que ha sido utilizada exitosamente para tratar sedimentos contaminados con hidrocarburos volátiles, de menor peso molecular, plaguicidas, creosota y agentes preservadores de madera, entre otros compuestos orgánicos.

El proceso de compostaje mediado por microorganismos se produce a través de cuatro etapas con características claramente diferenciadas:

- ❖ Etapa mesofílica: el proceso se inicia a temperatura ambiente; está caracterizada por la proliferación de microorganismos mesófilos y, como consecuencia de su actividad metabólica, la temperatura se eleva lentamente y se producen ácidos orgánicos, como subproductos de degradación, que tienden a reducir el pH del sistema.
- ❖ Etapa termofílica: la temperatura de la pila asciende a valores cercanos a los 40 °C; se observa el predominio de microorganismos termófilos, incluyendo hongos, que transforman el nitrógeno en amoníaco, elevando el pH del medio; la temperatura continúa elevándose hasta alcanzar los 60 °C.
- ❖ Etapa de enfriamiento o mesofílica: la temperatura del sistema inicia un lento descenso; cuando se alcanzan valores inferiores a 40°C, los microorganismos termófilos se hacen menos dominantes y los mesófilos reinician su actividad; el pH del medio desciende ligeramente.
- ❖ Etapa de maduración: la temperatura desciende hasta igualar las condiciones del ambiente; se producen reacciones metabólicas secundarias de condensación y polimerización del humus, llevadas a cabo por los microorganismos mesófilos presentes, las que pueden extenderse durante varios meses hasta completar la estabilización de la materia orgánica.

Tecnologías de remediación físico-químicas “in situ” y “ex situ”

6.1.2

Los tratamientos físico-químicos utilizan las propiedades físicas y químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir y convertir químicamente en material inocuo, separar o contener la contaminación.

A diferencia de los tratamientos biológicos, estas tecnologías suelen requerir tiempos menores de aplicación y mayores costos de mantenimiento, requerimiento de energía y operación. Los subproductos derivados de algunos de estos procesos requieren ser recolectados y sometidos a tratamientos posteriores, antes de ser reintegrados al ambiente, lo que determina el incremento de la complejidad y los costos asociados.

Al igual que en el caso de los tratamientos biológicos, se han desarrollado tecnologías físico-químicas de remediación para ser aplicadas *in situ* y *ex situ*.

Excede a los límites de este texto discutir en profundidad las diversas tecnologías físico-químicas de remediación, sus combinaciones y numerosas aplicaciones. Su estudio y comprensión implica disponer de un amplio conocimiento previo respecto de las reacciones e interacciones químicas en las que pueden estar involucradas las moléculas orgánicas contaminantes.

Nos referiremos brevemente a algunas de las tecnologías disponibles que han sido aplicadas a la remediación de aguas superficiales y sedimentos contaminados.

Entre las tecnologías físico-químicas de remediación *in situ* aplicadas en aguas superficiales contaminadas, de las cuales existe mayor experiencia, se cuentan:

❖ **Extracción con aire o despojamiento por aire (“air stripping”)**: Es un sistema de tratamiento que remueve compuestos orgánicos volátiles (VOCs) presentes en agua subterránea o agua superficial contaminada mediante la inyección de una corriente de aire comprimido a través del agua subterránea o agua superficial contaminada, lo que causa la evaporación de las sustancias volátiles. Los gases generados por el proceso son recolectados y tratados posteriormente mediante alguna otra tecnología.

❖ **Oxidación química**: se aplican *in situ* agentes oxidantes al sistema de tal manera que se favorece la conversión de contaminantes peligrosos a compuestos no peligrosos o menos tóxicos, más estables, menos móviles y/o inertes. Los agentes oxidantes más comúnmente utilizados en ambientes dulceacuícolas son peróxido de hidrógeno (H_2O_2), ozono, permanganato de potasio (MnO_4K), hipoclorito de sodio ($HONa$), cloro y dióxido de cloro (OCl_2). Los agentes oxidantes causan una rápida, completa o parcial destrucción química de compuestos orgánicos. Se la ha aplicado exitosamente a ambientes contaminados con tricloroetileno (TCE) y compuestos orgánicos aromáticos, como el benceno.

❖ **Barreras de tratamiento permeables reactivas / pasivas**: Se trata de estructuras en forma de muro o barrera, dispuestas *in situ*, que permiten el pasaje del agua, mientras simultáneamente generan la degradación o remoción de contaminantes. Son diseñadas para interceptar la pluma de contaminantes en el agua, determinando que éstos atraviesen el medio reactivo y se transformen en formas químicas ambientalmente aceptables. Las barreras reactivas más comúnmente empleadas utilizan como medio reactivo gránulos de Fe u otros materiales ferrosos para el tratamiento de contaminantes clorados (TCE, DCE y VOCs halogenados).





Las tecnologías físico-químicas de remediación *in situ* aplicadas en sedimentos contaminados utilizadas más habitualmente se cuentan:

❖ **Oxidación química:** Esta tecnología fue discutida en párrafos anteriores. Los oxidantes químicos inyectados en sedimentos so capaces de causar una total o parcial destrucción de un número considerable de compuestos orgánicos: En caso de que se produzca una degradación parcial, resulta posible aplicar una estrategia de biorremediación posterior en el área, a fin de completar el proceso de remoción de los contaminantes presentes.

❖ **Separación electrocinética:** Es una tecnología de remoción de metales y contaminantes orgánicos polares a partir de sedimentos de baja permeabilidad. Utiliza procesos electroquímicos y electrocinéticos para favorecer la remoción de los contaminantes mencionados. Implica la aplicación de corriente directa de baja intensidad a través del sedimento, mediante electrodos cerámicos (*cátodo – ánodo*), generando la movilización de especies químicas cargadas, polares, hacia los electrodos. En la zona de cada electrodo, se ubica un sistema recolector que extrae los contaminantes, de manera que puedan ser separados del medio y sometidos a tratamientos posteriores.

❖ **Solidificación / Estabilización.** Es una tecnología de reducción de la movilidad o inmovilización de contaminantes y sustancias peligrosas presentes en el sedimento mediante procesos físicos y químicos. Se utilizan procedimientos diseñados para atrapar o inmovilizar los contaminantes dentro de los sedimentos, en lugar de removerlos a través de tratamientos físicos o químicos. Los contaminantes son unidos físicamente o incluidos dentro de una masa estabilizada, mediante un procedimiento denominado solidificación o *encapsulamiento*, o se inducen reacciones químicas entre un agente estabilizante y los contaminantes para reducir su movilidad, mediante procesos de *estabilización*.

El *encapsulamiento in situ* puede ser llevado a cabo aplicando algún tipo de material no contaminado, tal como arena u otro material grueso, y, en algunos casos, aditivos destinados a promover la degradación o secuestración de contaminantes, cubriendo el área de sedimentos contaminados. Por debajo de esta cobertura se suele colocar, además, una membrana polimérica para controlar la movilización de los sedimentos cubiertos. A fin de reducir la resuspensión y la erosión de la cobertura debido a la acción del agua, se colocan, sobre ella, piedras u otros materiales de gran tamaño. Así, se contiene físicamente el sedimento contaminado subyacente a la cobertura, se evita el contacto entre los contaminantes y la biota bentónica, disminuyendo el riesgo de su exposición, y se aíslan los contaminantes del agua superficial, evitando su resuspensión en ella.

Las tecnologías físico – químicas *ex situ* disponibles para el tratamiento de aguas superficiales requieren la extracción previa del agua y su transporte mediante cañerías hacia la instalación externa donde serán tratadas. Posteriormente, el agua tratada puede ser reingresada al cuerpo de agua natural. Las tecnologías físico-químicas *ex situ* para aguas superficiales incluyen:

❖ **Adsorción / Absorción:** Los contaminantes presentes en el agua son transferidos y retenidos en la superficie de un sólido, que actúa como **adsorbente**, reduciendo su concentración en la fase líquida. Los adsorbentes más utilizados son:

- **Carbón Activado Granular (GAC)**, ampliamente utilizado para separar exitosamente hidrocarburos, compuestos orgánicos volátiles (VOCs) y semivolátiles (SVOCs) y algunos plaguicidas;

- **Alúmina Activada**, utilizada para la remoción de fluoruros y metales;

- **Esponja de Celulosa**, empleada para separar metales y metaloides;

- **Lignina y arcillas adsorbentes**, aplicadas a la separación de metales y metaloides, y compuestos orgánicos e inorgánicos no específicos; y

- **Resinas Sintéticas**, empleadas para separar selectivamente distintos compuestos orgánicos.

❖ **Procesos de Oxidación Avanzada:** se trata de un grupo de tecnologías de tratamiento destructivas, en las que se utiliza radiación ultravioleta, ozono y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para oxidar y destruir contaminantes orgánicas presentes en una corriente de agua, dentro de un tanque de tratamiento. Ha sido empleada para la remoción de hidrocarburos de petróleo, hidrocarburos clorados, solventes orgánicos, como el tricloroeteno (TCE), percloroetileno (PCE) y cloruro de vinilo, y compuestos orgánicos aromáticos, como tolueno, benceno, xileno y fenoles.

❖ **“Air Stripping” ex situ:** El agua extraída es dirigida hacia tanques o torres de aireación. Por inyección de aire a alta presión los compuestos orgánicos volátiles son separados del agua y colectados para ser llevados a tratamiento posterior. Ha sido aplicada a la separación de VOCs, tales como benceno, tolueno, xileno, cloroetano, tricloroetano (TCE), dicloroetano (DCE) y percloroetileno (PCE).

❖ **Intercambio Iónico:** El agua extraída es dirigida hacia columnas que contienen materiales que actúan como medio de intercambio, removiendo los iones presentes en la fase acuosa por intercambio de aniones o cationes. Los iones quedan retenidos en los materiales de la columna. Los materiales de intercambio incluyen **resinas sintéticas**, que contienen grupos funcionales iónicos a los que se unen los iones intercambiables, **resinas inorgánicas** y **resinas naturales poliméricas**. Las resinas agotadas pueden ser regeneradas para su uso. Ha sido aplicado para la remoción de metales en solución, radionucleidos, nitratos, amoníaco y silicatos.

- **Tecnologías de Separación:** Se trata de un grupo de metodologías que permiten la separación de los contaminantes contenidos en el agua; incluyen, entre otras, las tecnologías de:

- **Destilación:** Es un proceso de separación química a partir de las diferencias en la volatilidad de los contaminantes presentes en el agua. Involucra los procesos de vaporización y condensación posterior. Los contaminantes volatilizados son recolectados y llevados a tratamiento posterior.

● **Filtración / Microfiltración / Ultrafiltración:** Es el proceso físico de separación mecánica basado en el tamaño de las partículas. Las partículas suspendidas en el agua son separadas forzando el líquido a través de un filtro o medio poroso. Las partículas suspendidas son atrapadas sobre la superficie y/o dentro del medio de filtrado.

● **Ósmosis Reversa:** El agua es forzada bajo presión a pasar a través de un módulo que contiene membranas de diferentes tipos, dependiendo de los contaminantes a ser separados. El agua libre de contaminantes atraviesa las membranas. La fase líquida contaminada, que no es capaz de atravesar la membrana, es recirculada para someterla a un nuevo ciclo de tratamiento. Los contaminantes son retenidos en las membranas. Los vapores orgánicos que pueden generarse en el proceso son extraídos por vacío, condensados y sometidos a tratamiento posterior, minimizando su emisión al aire.

Las tecnologías físico – químicas *ex situ* disponibles para el tratamiento de sedimentos, como discutimos previamente en este capítulo, requieren su extracción previa y su transporte hacia la instalación externa al sitio, donde serán tratadas. Posteriormente, los sedimentos tratados pueden ser reingresados al cuerpo de agua natural o dispuestos para otros usos. Las tecnologías físico-químicas *ex situ* para sedimentos incluyen:



Extracción química: Es una tecnología de separación de los contaminantes a partir de sedimentos. El sedimento contaminado es mezclado con compuestos químicos *extractantes*, tales como ácido clorhídrico (HCl) y solventes orgánicos, en un recipiente *extractor*. Los contaminantes, como consecuencia de las reacciones químicas producidas en el medio, son separados de los sedimentos. La mezcla de sedimentos y compuestos extractantes es, luego, enviada a una instalación, denominada *separador*, donde los contaminantes y el extractante son separados de los sedimentos, mediante sucesivos cambios de temperatura y presión en el medio. Los contaminantes son enviados a tratamiento posterior y el extractante puede ser reutilizado.

Reducción / oxidación química: Son tecnologías destructivas que convierten contaminantes peligrosos, presentes en sedimentos excavados, en compuestos inocuos o menos tóxicos, más estables, menos móviles y/o inertes. Involucran reacciones de óxido-reducción, con transferencia de electrones desde un compuesto oxidado a otro que es reducido. Los agentes oxidantes usualmente utilizados son el ozono, peróxido de hidrógeno (H₂O₂), hipocloritos, cloruros, dióxido de cloro (ClO₂), permanganato de potasio y el reactivo de Fenton (peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso). Los agentes reductores empleados habitualmente son borohidrido de sodio y metales con bajo potencial de oxidación, tales como limaduras de hierro. Los sedimentos excavados son tamizados y mezclados con agua. El lodo resultante es transferido a un reactor, donde se adiciona el agente oxidante o reductor, o una mezcla de agentes. La mezcla reactivo/sedimento es lavada y escurrida. Es transferida a un separador, en el que se remueve el exceso de reactivo. El sedimento tratado es llevado a disposición final.

❖ **Deshalogenación:** Es una tecnología destructiva, también conocida como *dechloración*, en la que el cloro asociado a compuestos orgánicos es desplazado por hidrógeno o por un radical reducido conteniendo un dador de hidrógeno. El sedimento excavado contaminado es tamizado, triturado y molido, y finalmente mezclado con los reactivos. La mezcla suelo/reactivos es calentada a temperaturas superiores a 330°C en un reactor para descomponer parcialmente y volatilizar los contaminantes. Los contaminantes volatilizados son capturados, condensados y tratados separadamente. Es aplicada al tratamiento de sedimentos contaminados con SVOCs halogenados, PCBs, dioxinas (PCDDs), furanos (PCDFs) y plaguicidas.

❖ **Tecnologías de separación:** Tienen como objetivo la separación de los contaminantes contenidos en sedimentos excavados a través de medios físicos. Las metodologías más comúnmente empleadas incluyen:

- Separación por Gravedad,
- Separación Física por Tamizado, y
- Separación Magnética.

Estas tecnologías se aplican a suelos y sólidos contaminados con SVOCs, algunos VOCs, algunos plaguicidas, hidrocarburos y compuestos inorgánicos, incluyendo radionucleidos. La separación magnética es usada específicamente para metales y metaloides, y partículas radioactivas magnéticas, tales como uranio y plutonio.

❖ **Lavado de suelos:** Es una tecnología de separación. Los contaminantes adsorbidos sobre las partículas finas del sedimento excavado son separados sobre la base del tamaño de partículas.

El sedimento excavado es dispuesto en tanques de lavado, donde se adiciona el agua de lavado, que puede ser combinada con agentes básicos, surfactantes, agentes quelantes, y sometida a un ajuste de pH, a fin de facilitar la remoción de compuestos orgánicos y metales. Los contaminantes son removidos mediante dos procesos:

- Por *disolución* en una solución de lavado, con manipulación del pH del medio, y
- Por *concentración* en un pequeño volumen de sedimento a través de alguna técnica de separación mencionadas previamente. Se ha aplicado al tratamiento de sedimentos excavados contaminados con SVOCs, hidrocarburos, metales, VOCs y plaguicidas.

❖ **Solidificación / estabilización:** Se trata de estrategias de remediación por *inmovilización*. Los contaminantes presentes en sedimentos excavados son sometidos a procesos de *solidificación* o estabilización. Los sedimentos excavados son ubicados en recipientes o sitios controlados a fin de ser sometidos a estos tratamientos. Estas tecnologías se han aplicado a sedimentos contaminados por compuestos inorgánicos, incluyendo radionucleidos; tienen una limitada efectividad sobre compuestos orgánicos.

La mayor parte de estos procesos están dirigidos hacia la *encapsulación* o *inmovilización* de contaminantes, incluyendo:

- ❖ **Bituminización:** los sedimentos son embebidos en alquitrán derretido;
- ❖ **Uso de asfalto emulsificado:** se emplean emulsiones asfálticas formadas por pequeñas gotas de asfalto dispersas en agua, estabilizadas por agentes químicos emulsificantes.

❖ **Uso de cemento-sulfuro modificado:** utiliza un material termoplástico comercial, fundido a temperaturas entre 127°C y 149° C.

❖ **Extrusión con polietileno:** involucra la mezcla de un aglutinante, el polietileno, con los sedimentos contaminados, utilizando un contenedor calefaccionado; la mezcla homogénea, caliente, es descargada en un molde, donde se enfría y solidifica.

❖ **Uso de cemento pozzolan/Portland:** emplea materiales pozolánicos, como cenizas de carbón, piedra pómez y escoria de altos hornos, cemento Portland; es apropiada para la inmovilización y solidificación de contaminantes inorgánicos.

❖ **Estabilización con cal o materiales cementicios,** que se adicionan a los sedimentos para generar una forma menos móvil o menos tóxica; ha sido usado con éxito para inmovilizar sedimentos contaminados con metales.

❖ **Vitrificación:** utiliza temperaturas superiores a 1.200° C para derretir y convertir residuos sólidos en vidrio y productos cristalinos, duros y resistentes a la lixiviación. El proceso requiere la adición de borosilicato y cal sódica, principales compuestos formadores de vidrio, que proveen la matriz básica del producto vitrificado. Es la única tecnología de solidificación empleada exitosamente sobre sedimentos contaminados con compuestos orgánicos.

Una vez completados los procedimientos de remediación, en todos los casos, es necesario implementar un programa de monitoreo de las condiciones físico-químicas y de la condición biológica del sitio, a fin de prevenir la potencial incidencia de episodios de contaminación en el futuro.

El tratamiento exitoso de un sitio contaminado, independientemente del tipo y concentración de contaminantes presentes y de los compartimientos ambientales involucrados, dependerá de:

- ❖ La ejecución de una exhaustiva evaluación previa del sitio
- ❖ La selección apropiada de la/las tecnologías a utilizar
- ❖ El adecuado diseño de las instalaciones o procedimientos a ejecutar
- ❖ El ajuste de las operaciones de la/las tecnologías de remediación seleccionadas a las propiedades particulares de los contaminantes presentes y del sitio a tratar
- ❖ La eficiencia en el proceso de operación del sistema instalado, y
- ❖ El adecuado seguimiento y control de las etapas del proceso.

Restauración de ecosistemas dulceacuícolas

6.2

El interés por la generación e implementación de proyectos de restauración de los ecosistemas acuáticos degradados se ha incrementado en los últimos años.

Como mencionamos, previamente, se entiende por **restauración ambiental** a las medidas y estrategias tomadas para recuperar la estructura y función de un ecosistema degradado, incluyendo su hidrología, paisaje y comunidades biológicas, o porciones de ellas, a una condición ecológica de menor deterioro (Organisation for Economic Co-operation and Development. 2007). U.S. EPA (2003) define el término como la recuperación de un ecosistema degradado a un estado aproximadamente cercano a su potencial natural persistente en el tiempo. En consecuencia, los procesos de restauración de los ecosistemas acuáticos estarán dirigidos hacia la recuperación de su integridad ecológica.



Si la restauración de un ecosistema degradado implica el retorno a su condición natural original, se asume que los atributos ecológicos del sistema original son conocidos, lo que ocurre en escasas oportunidades. Por consiguiente, existen distintas interpretaciones del éxito de un proceso de restauración particular (Livingston, 2006).

Muchos de los esfuerzos de restauración se dirigen a la recuperación de porciones reducidas de una determinada cuenca hidrográfica y se limitan, en ocasiones, a la reforestación de zonas limitadas de la ribera de un río particular. Por otra parte, una porción significativa de estas actividades de restauración carecen de una sólida base científica y de objetivos claramente establecidos, lo que atenta contra el éxito del proyecto. Discutiremos aquí algunas consideraciones relacionadas con el planeamiento e implementación de proyectos de restauración de ecosistemas dulceacuícolas extendidos, dirigidos al logro de objetivos establecidos a partir de un proceso lógico, de base científica, de identificación del problema y evaluación de las condiciones actuales y deseadas de la cuenca a restaurar.

El planeamiento de un esfuerzo particular de restauración requiere un exhaustivo conocimiento de los procesos que se producen en el ecosistema degradado a fin de proyectar objetivos que puedan ser realmente alcanzados.

Por otra parte, los factores que determinan el éxito de un proyecto de restauración no están restringidos únicamente a las herramientas científicas que se utilizan en las diferentes etapas de identificación del problema, definición de objetivos, planeamiento, implementación y evaluación, sino que incluyen los aspectos políticos, económicos, legales y sociológicos que ejercen una considerable influencia sobre el resultado final (Cooke y colaboradores, 2005)

La iniciativa para generar un proceso de restauración de un ecosistema acuático degradado puede originarse a partir de distintas fuentes. Así, puede estar asociada a la percepción del deterioro de la calidad de agua o del paisaje ribereño, de la existencia de una especie en peligro de extinción, de los aspectos económicos relacionados con la disminución de un recurso pesquero, de la contaminación debida a la presencia de una sustancia tóxica específica o al ingreso de nutrientes de origen antropogénico, entre otras posibilidades.

La iniciativa puede ser generada por organizaciones comunitarias o grupos de individuos interesados en la problemática ambiental percibida, o por organismos gubernamentales locales, regionales o nacionales, como resultado de un mandato legislativo o de una directiva interna.

Es esencial, en todos los casos, que el planeamiento y la implementación de la restauración sea liderado a nivel local, de manera de asegurar que la comunidad se involucre y participe activamente en las diferentes etapas del proceso. A tal fin resulta crítico asegurar la identificación de las motivaciones comunes que conduzcan a la decisión de llevar a

cabo la restauración y el desarrollo de un bosquejo de los objetivos esperados que resulte accesible y comprensible para todos los grupos sociales y económicos involucrados.

Cada sitio de restauración es único y requiere, generalmente, la aplicación de metodologías adaptadas a la resolución de la problemática ambiental particular planteada.

En numerosos casos, las cuencas hidrográficas que requieren ser restauradas presentan alteraciones de la forma del canal o de otras características físicas, lo que conduce a la degradación de hábitats, cambios en el régimen hidrológico e inhibición de la sedimentación. La canalización de ríos, su desconexión respecto de los ecosistemas adyacentes y las modificaciones en la línea de ribera son ejemplos de alteraciones estructurales que pueden requerir ser solucionadas en un proyecto de restauración. La recuperación de la morfología original del río y de sus atributos suele ser esencial para el éxito de otros aspectos del proyecto de restauración, tales como el mejoramiento de la calidad de agua y la recuperación de la biota nativa.

Generalmente, el esfuerzo de restauración de un curso de agua dulceacuícola requiere estar asociado a la recuperación de la cuenca hidrográfica entera, no sólo en la porción que presenta el mayor grado de deterioro. Las actividades antropogénicas y el manejo del recurso a lo largo de la cuenca pueden tener efectos adversos sobre el recurso acuático que está siendo restaurado. Estas consideraciones son tenidas en cuenta en el planeamiento de un proyecto de restauración (Livingston, 2006).

El disturbio temporario causado en la cuenca como resultado de la implementación de un proyecto de restauración puede favorecer la colonización del sitio por especies invasivas, no nativas. El establecimiento de este tipo de poblaciones de organismos no nativos puede reducir el éxito atribuible al esfuerzo de restauración. En estos proyectos se suele preferir no utilizar especies no nativas, y se presta especial atención a la posibilidad de que sean introducidas no intencionalmente en el sitio de restauración. En el caso de iniciativas de restauración asociadas al mantenimiento de la biodiversidad acuática y ribereña, se incluye la remoción de las poblaciones de organismos invasivos, no nativos, presentes en el sistema como uno de los objetivos esperados como resultado del proceso (U.S. FISRWG, 2001).

Analizaremos brevemente los componentes claves de la organización, iniciación y desarrollo de un plan de restauración de ecosistemas acuáticos deteriorados.



Una vez que se ha percibido la necesidad de generar un proyecto de restauración, la experiencia ha mostrado la conveniencia de llevar a cabo una serie de procedimientos previos al relevamiento científico del problema y al establecimiento de los objetivos del proyecto. Así, es conveniente:

❖ ***Establecer los límites geográficos de la iniciativa***, con el objetivo de proveer el contexto espacial para la evaluación técnica posterior y un sentido de pertenencia para la comunidad humana involucrada. Estos límites geográficos deberían reflejar la escala a la cual los procesos ecológicos relevantes influyen sobre el ecosistema a restaurar. Así, por ejemplo, en el caso de que la iniciativa implique la conservación de la biodiversidad, el proceso tenderá a ocupar una escala regional amplia, mientras que la calidad del agua para consumo podrá estar relacionada con una porción de una cuenca particular, implicando una escala local.

❖ ***Formar un grupo consultivo***, integrado por representantes de todos los grupos interesados o que puedan resultar afectados por la iniciativa de restauración, tales como ciudadanos individuales, organizaciones comunitarias no gubernamentales, agrupaciones económicas, autoridades locales y regionales, etc. El rol del grupo consultivo en el proceso incluirá la identificación de los intereses del público, la comunicación de los distintos puntos de vista y objetivos a los encargados de la toma de decisiones, el aseguramiento de que los valores locales culturales, sociales y económicos sean tomados en cuenta durante el proceso, su participación en el planeamiento de la restauración y la coordinación de la implementación del plan. Si bien el grupo consultivo actuará como interlocutor válido frente a los encargados de la toma de decisiones, la efectiva toma de decisión no se encontrará a su cargo.

❖ ***Constituir el equipo técnico a cargo del proyecto***: El planeamiento y la implementación de un proyecto de restauración requiere un alto nivel de conocimiento, experiencia, capacidad y criterio profesional. En consecuencia, es necesario conformar equipos técnicos multidisciplinarios que posean el grado de experticia y formación requeridas. El equipo técnico debería incluir biólogos, ecólogos, microbiólogos, hidrólogos, geólogos, sociólogos, ingenieros, consultores legales y economistas, entre otras disciplinas.

❖ ***Identificar las fuentes de recursos económicos***: Constituye un aspecto crítico para el desarrollo del proceso; los recursos económicos pueden provenir del gobierno local, regional o nacional, de organizaciones no gubernamentales, asociaciones de terratenientes, cámaras de comercio e industria, empresas, etc.

❖ ***Establecer una estructura de decisión y estrategias de contacto e intercambio de información*** entre el director del proyecto, el equipo técnico, el grupo consultivo y los restantes participantes involucrados en el proceso.

❖ ***Identificar y facilitar las estrategias de comunicación con la comunidad social y económica involucrada***, a fin de favorecer su comprensión y compromiso con los objetivos del proyecto de restauración.

❖ ***Documentar el proceso de restauración***, tanto en las etapas iniciales de identificación del problema y formulación de objetivos como durante el planeamiento e implementación de la iniciativa de restauración, y evaluación de resultados, de manera que el público y los grupos interesados dispongan de la información (U.S. FISRWG, 2001).

El desarrollo del proceso de restauración de un ecosistema dulceacuícola degradado particular incluye una serie de fases o etapas que deben ser cuidadosamente planeadas y ejecutadas, bajo la responsabilidad del director del proyecto. Estas etapas incluyen:

- ❖ La identificación del problema y la oportunidad de restauración;
- ❖ La selección de las alternativas tecnológicas de restauración;
- ❖ El diseño y planeamiento de la restauración,
- ❖ La implementación de la restauración;
- ❖ El monitoreo de la restauración, evaluación de resultados y manejo adaptativo.

a) Identificación del problema:

Es el primer paso crítico en el desarrollo del proyecto. Implica la evaluación de las condiciones del ecosistema dulceacuícola a restaurar que permitan identificar los alcances de la problemática ambiental a resolver y los beneficios derivados de las actividades de restauración. Aunque, desde el punto de vista técnico, puede resultar compleja, esta etapa es la más importante para la posterior formulación de los objetivos de la restauración, la elaboración del plan y su implementación (Livingston, 2006).

Esta etapa incluye seis pasos críticos, a saber.

❖ **Recolección y análisis de datos:** es un aspecto crítico y genera la información requerida para la toma de decisiones en relación a la identificación del problema, la factibilidad de la realización de la restauración, la formulación de los objetivos, la selección y diseño de las alternativas metodológicas utilizadas y la evaluación de los resultados. Son indispensables para caracterizar las condiciones de la cuenca a restaurar y del sitio de referencia, al que nos referiremos posteriormente, permitiendo identificar las causas del deterioro del ecosistema.

Se recolectan y analizan datos provenientes de muestreos exhaustivos llevados a cabo en el sitio y en ecosistemas adyacentes, de registros históricos y de fuentes bibliográficas científicas disponibles.

El análisis de estos datos incluye evaluaciones cuanti y cualitativas, y la elaboración de modelos computacionales predictivos.

La información inicial relevada en el sitio a restaurar es considerada como la “línea de base” que permitirá evaluar el avance del proceso de restauración.

En general, las mismas metodologías seleccionadas para la realización de muestreos, y recolección y análisis de los datos iniciales son utilizadas a lo largo de todo el proceso de restauración y en el monitoreo posterior. En consecuencia, los criterios utilizados para



su selección y las prácticas de aseguramiento de la calidad empleadas en su aplicación tienen una importancia decisiva para el éxito del proceso de restauración.

❖ **Descripción de la condición actual del ecosistema:** implica la evaluación exhaustiva de las características físico-químicas del ecosistema, de los atributos ecológicos asociados a su estructura y función, y de las perturbaciones que se manifiestan en él. Los resultados obtenidos permiten caracterizar la situación existente.



Es en esta etapa y en la anterior donde la experiencia y juicio profesional del equipo técnico resultan decisivos para determinar el tipo de evaluaciones y atributos ecológicos que resultan apropiados para esa caracterización. Usualmente, incluyen aspectos relacionados con la evaluación de la geomorfología, hidrología, grado de erosión y sedimentación, vegetación ribereña, procesos físicos y químicos producidos en el cauce del río, calidad de agua, especies y hábitats críticos acuáticos y ribereños, y dimensiones del sitio a restaurar.

❖ **Establecimiento del sitio de referencia:** La restauración intenta recuperar, en la medida de lo posible, la integridad ecológica de la cuenca, mediante el uso de estrategias que favorezcan la sustentabilidad de la biota nativa y los procesos naturales del ecosistema a través del tiempo. Sin embargo, en algunos casos, no es posible disponer de información relacionada con la condición original prístina del ecosistema a restaurar. En consecuencia, resulta necesario considerar la selección de un sistema de referencia que presente condiciones similares a las que tendría el sitio a restaurar si no hubiera sido perturbado o si presentara un menor grado de deterioro.

Nos hemos referido en capítulos anteriores al proceso de selección de un sitio de referencia; las mismas consideraciones son aplicables en el caso de los procesos de restauración. Las mismas metodologías de recolección, análisis de datos y evaluación de las condiciones físicas, químicas y biológicas aplicadas para el ecosistema a restaurar serán utilizadas en la caracterización del sitio de referencia.

La condición ecológica del sitio de referencia, entonces, representa el resultado deseado y esperado del esfuerzo de restauración. En consecuencia, su caracterización minuciosa constituye una información crítica requerida para la formulación de los objetivos hacia los que se dirige el proyecto de restauración.

La condición ecológica del sitio de referencia, entonces, representa el resultado deseado y esperado del esfuerzo de restauración. En consecuencia, su caracterización minuciosa constituye una información crítica requerida para la formulación de los objetivos hacia los que se dirige el proyecto de restauración.

❖ **Establecimiento de las causas del deterioro:** El análisis exhaustivo de las causas de las alteraciones y el deterioro percibido en el ecosistema dulceacuícola a restaurar es fundamental para identificar la factibilidad de manejo del recurso y sus limitaciones, y para formular objetivos alcanzables como resultado del proceso de restauración. Se evalúan, así, los factores de perturbación asociados al paisaje, a las condiciones del cauce, a las actividades antropogénicas desarrolladas en la cuenca y al manejo previo del recurso.



❖ **Enunciación del problema y factibilidad de la restauración:** A partir de la información generada en los pasos anteriores, se formulan enunciados concisos que describan el problema ambiental y la factibilidad de llevar a cabo un esfuerzo de restauración. La identificación del problema ambiental no sólo sirve como un enfoque general para el esfuerzo de restauración, sino que, además, constituye la base sobre la cual es posible formular objetivos específicos de restauración y determinar el éxito o fracaso de la iniciativa. Del mismo modo, el enunciado del problema ambiental resulta crítico para el diseño del monitoreo que permite evaluar el avance y los resultados parciales de cada etapa de implementación del proceso de restauración.

❖ **Formulación de los objetivos de la restauración:** El enunciado de los objetivos de la restauración debería resultar de la integración entre los resultados de la evaluación de las condiciones actuales y deseadas para la estructura y función del ecosistema acuático, y los valores culturales, políticos, económicos y sociales involucrados. Los objetivos deben ser definidos por el o los encargados de la toma de decisiones con el consenso del grupo consultivo, el equipo técnico y otros participantes involucrados. La condición futura deseada del ecosistema y el paisaje que lo rodea debería representar la visión común de todos los participantes involucrados en el proceso.

Como resultado de las etapas previas, debería resultar posible formular un objetivo general, claro y conceptual, para el proceso de restauración, que sirva de base para el desarrollo de objetivos más específicos y constituya el fin hacia el cual es dirigido el esfuerzo.

Este objetivo central debería ser consistente con la recuperación de la integridad ecológica del ecosistema degradado, incluyendo su estructura y funciones. Por otra parte, debería establecer claramente la escala de la restauración, ya sea a nivel local o regional.

Del mismo modo, debería explicitar las restricciones y limitaciones asociadas al esfuerzo de restauración que podrían alterar, posponer y aún detener el proceso. Estas restricciones pueden estar relacionadas con aspectos técnicos, tales como disponibilidad de datos y tecnologías para la restauración, aspectos relacionados con el aseguramiento de la calidad del proceso de implementación y monitoreo posterior, y aspectos no técnicos, tales como limitaciones culturales, regulatorias, económicas, políticas, legales y sociales, y conflictos asociados al uso futuro de la tierra y el agua.

A partir de este objetivo general conceptual, se establecen los objetivos secundarios, más específicos, que pueden estar expresados en términos de atributos ecológicos o variables medibles, de manera que faciliten la evaluación de los resultados del monitoreo durante y después de la implementación del proyecto, y del grado de avance del proceso.

b) Selección de las alternativas tecnológicas para la restauración:

La selección de las metodologías técnicamente factibles aplicables a la resolución de los problemas identificados con el fin de lograr los objetivos de la restauración es, como los anteriores, una etapa crítica del desarrollo del proceso. Nuevamente, en esta etapa resulta crítica la competencia y experiencia del equipo técnico a cargo del proyecto de restauración.

Las alternativas técnicas de restauración pueden variar entre aquellas dirigidas a generar modificaciones menores en el sitio de restauración, tales como la revegetación de áreas limitadas de la ribera, hasta la total reconstrucción del escenario físico del ecosistema, incluyendo la reconfiguración del canal del río.

Cada sitio de restauración es único y requiere, generalmente, la aplicación de metodologías combinadas múltiples, surgidas a partir de diferentes disciplinas científicas. Por otra parte, en ocasiones, se requiere desarrollar metodologías innovadoras para resolver la problemática asociada a la restauración de un sitio particular. Dada su complejidad, excede a los límites de este texto la discusión de las metodologías disponibles para llevar a cabo cada particular proceso de restauración. Estas alternativas incluyen herramientas geológicas, biológicas, ecológicas, de ingeniería, legales, regulatorias, educacionales, entre otras. Por otra parte, no existen reglas sencillas que permitan decidir cuáles son las metodologías apropiadas para ser aplicadas en cada caso.

Generalmente, el equipo técnico establece, sobre la base de su experticia y juicio profesional, un listado de todas las opciones generales de restauración aplicables al sitio particular, incluyendo la alternativa de “no acción”. En una segunda etapa, se evalúan las metodologías propuestas inicialmente, a fin de rechazar aquellas que no son ambientalmente aceptables y que no son económicamente factibles. Como consecuencia de este proceso, se genera un listado de las metodologías generales remanentes, ambientalmente aceptables y económicamente factibles, y se evalúa la propuesta de adaptaciones y modificaciones requeridas para su aplicación al sitio particular.

Finalmente, se aplican varios criterios de selección diferentes simultáneos que permitan la consideración de los factores que faciliten la toma de decisiones. Así, para cada metodología factible, se analiza la relación costo-beneficio, los beneficios y el riesgo asociados a su implementación, y el análisis de los impactos ambientales asociados. Sobre la base de los resultados, se seleccionan las metodologías y las adaptaciones requeridas que se aplicarán en el esfuerzo de restauración (U.S. FISRWG, 2001).



A efectos de facilitar la comunicación de los resultados y consensuar la decisión con el grupo consultivo y los demás participantes involucrados, es crítico documentar fundamentalmente cada paso del proceso de selección.

c) Diseño y planeamiento de la restauración:

Una vez seleccionadas las alternativas, el equipo técnico diseñará y generará el plan de implementación del proceso de la restauración. Esta etapa constituye un desafío técnico, ya que se requiere incluir la consideración de las restricciones ambientales, técnicas y no técnicas asociadas a la implementación del proyecto, y los aspectos económicos, sociales y culturales que puedan ser afectados durante la implementación.

El diseño y planeamiento serán comunicados y consensuados con el grupo consultivo y los participantes involucrados en el proceso.

d) Implementación de la restauración:

Esta etapa es, nuevamente, un componente crítico del proceso. Incluye todas las actividades necesarias a ser ejecutadas de acuerdo al plan de restauración acordado. La implementación de un esfuerzo de restauración demanda un elevado nivel de programación y previsión, y requiere un fuerte compromiso de los participantes y de la comunidad humana involucrada.

Es necesario comprender que la implementación del plan de restauración puede requerir el desarrollo de tareas complejas extendidas a lo largo de varios años. El responsable último de la implementación es el director del proyecto, aunque el desarrollo y la oportunidad de realización de las distintas etapas son consensuadas con el grupo consultivo y los participantes involucrados en cada caso.

La implementación del plan de restauración implica, en muchas ocasiones, la construcción de obras de ingeniería y la instalación y operación de equipamiento complejo, tanto a gran escala, tales como la reconfiguración del canal del río, como a menor escala, como la revegetación de la ribera.

En todos los casos, el proceso involucra varios estadios, tales como la preparación y limpieza del sitio, el aseguramiento del acceso al sitio, incluyendo la obtención de permisos de obra, ingreso y circulación en propiedades privadas, la construcción de obras de ingeniería, el desarrollo de operaciones de mantenimiento, y la inspección de los materiales utilizados, de las técnicas empleadas, del personal involucrado y del sitio de implementación. Cada etapa en el proceso debe ser cuidadosamente ejecutada, controlada y documentada a fin de asegurar la obtención de los resultados esperados (Livingston, 2006).

e) Monitoreo de la restauración, evaluación de resultados y manejo adaptativo:

El esfuerzo de restauración no concluye con la implementación de las medidas de restauración. El monitoreo, la valoración de los resultados y el manejo adaptativo son componentes

Algunos aspectos importantes asociados a la implementación de la restauración son:

- ❖ El aseguramiento de los fondos requeridos en cada etapa
- ❖ La generación y aplicación de estrategias que favorezcan el compromiso de la comunidad con el proceso, tanto regulatorias, a través de normativas y directivas locales y regionales, como no regulatorias, incluyendo el establecimiento de incentivos tales como la reducción de impuestos, asistencia técnica, etc.
- ❖ El establecimiento de las responsabilidades y compromisos asociadas a la implementación, incluyendo aquellas atribuibles al director del proyecto, al equipo técnico, al grupo consultivo, a los organismos de control y regulación, a los contratistas y voluntarios involucrados (U.S. FISRWG, 2001).

esenciales que deben ser abordados para asegurar el éxito de la restauración. Cada uno de ellos es llevado a cabo a diferentes niveles dependiendo del tamaño y alcances del plan de restauración acordado.

El monitoreo del ecosistema dulceacuícola se lleva a cabo al inicio del proceso, en la fase de identificación del problema, durante y después de la implementación de las medidas de restauración. El desarrollo de un exhaustivo monitoreo de las variables ambientales, de las condiciones físico-químicas de la cuenca y de los atributos ecológicos acordados es esencial para determinar el éxito del esfuerzo de restauración. Es evidente, entonces, que desde el inicio y a lo largo del desarrollo del proceso se requiere recolectar y analizar información que permita garantizar el completo conocimiento de la estructura y funciones del ecosistema, en todas las etapas.

Usando la información obtenida en los monitoreos, cada fase del esfuerzo de restauración es evaluada para asegurar que se cumple el plan y el diseño acordado, y se avanza en el logro de los objetivos del proyecto.

El monitoreo minucioso del ecosistema provee la información necesaria y los documentos cronológicos que permiten evaluar la progresión de la restauración y valorar el éxito o fracaso del esfuerzo. Por otra parte, genera conocimientos que pueden ser aplicados en proyectos futuros.

Aún en el mejor de los casos, cuando se comprueba el avance esperado en la implementación del esfuerzo de restauración y los resultados parciales resultan alentadores, es posible esperar que se identifiquen, a la luz de la nueva información surgida del monitoreo, problemas no previstos, los que pueden requerir correcciones al plan y diseño originales, durante o inmediatamente después de la implementación. La mayoría de los esfuerzos de restauración requieren algún nivel de manejo adaptativo; la experiencia y juicio profesional del director del proyecto y del equipo técnico adquieren en estos casos una relevancia crítica. Las modificaciones requeridas deben ser nuevamente comunicadas adecuadamente y consensuadas con el grupo consultivo y los participantes involucrados (Livingston, 2006).

Una vez completado el proceso de restauración, resulta evidente la necesidad de asegurar, mediante herramientas regulatorias y el manejo adecuado del recurso, la preservación de las condiciones del ambiente restaurado, previniendo un nuevo deterioro.

Ahora sí, sólo resta elegir el árbol más frondoso de la ribera, sentarse a su sombra, y dejarse llevar por el dulce fluir del agua del río.

Actividades: Remediación y restauración

6.1. Sobre la base de la información de la cual dispone en relación a la cuenca hidrográfica seleccionada en el ítem **1.2**, identifique los problemas que ha percibido y enúncielos, justificando su selección y señalando las fuentes que ha utilizado para recabar la información. De acuerdo a la información suministrada en el texto, proponga estrategias de remediación posibles para cada uno de las problemáticas identificadas.

6.2. Investigue cuáles son los organismos locales, provinciales y nacionales involucrados en el control y la prevención de la integridad ecológica de la cuenca hidrográfica seleccionada en el ítem **1.2**. ¿Qué medidas concretas se han aplicado a nivel local para prevenir la contaminación y el deterioro del ecosistema? ¿Existen formas en que Ud. podría participar activamente? ¿Qué medidas se han aplicado, en el mismo sentido, a nivel provincial y nacional? Si se han desarrollado estrategias de remediación, investigue qué metodologías se han aplicado.

6.3. De acuerdo a la problemática que ha identificado en el punto **6.1**, ¿considera que el estado de la cuenca hidrográfica justifica una iniciativa de restauración? Justifique su respuesta y señale las fuentes bibliográficas que ha utilizado para completar su información. Según su criterio y la información de la que dispone, ¿cuáles son las características físicas, químicas, biológicas y/o atributos ecológicos que podrían ser incluidos en el esfuerzo de restauración?

6.4. En relación al arroyo seleccionado en la actividad **3.1**, plantee y responda las mismas preguntas incluidas en los ítems **6.1**, **6.2** y **6.3**. Piense alternativas a través de las cuales Usted podría contribuir a mejorar o restaurar la integridad ecológica del arroyo. Por ejemplo, ¿podría Usted ayudar a su comunidad a proteger el arroyo restaurando, incrementando o protegiendo del deterioro la vegetación ribereña?. ¿Podría ayudar a su comunidad a mejorar los hábitats disponibles en el arroyo para la biota acuática o a estabilizar las márgenes para evitar su deterioro? Proponga otras alternativas, por ejemplo, relacionadas con la identificación y manejo de especies no nativas, invasivas.

Glosario

A

Abiótico: Relativo a factores físicos y químicos no vivos, tales como clima, suelo, minerales, etc.

Absorción: Captura de agua o materiales disueltos por parte de una célula o un organismo.

Absorción: Incorporación de una sustancia, presente en un estado determinado de la materia, a otra, presente en un estado diferente.

Acidez: Respecto de un medio determinado, capacidad del mismo para neutralizar iones hidroxilo (OH^-).

Acutífero: Formación geológica subterránea, o grupo de formaciones, que contienen agua. Son fuentes de agua subterránea a través de manantiales naturales o por extracción mediante pozos.

Adenosín trifosfato: ATP, principal compuesto celular portador de energía.

Adsorbato: Sustancia que es atrapada o retenida en la superficie de otra, generalmente sólida.

Adsorbente: Sustancia, generalmente sólida, que atrapa o retiene a otra, sobre su superficie.

Adsorción: Proceso por el cual una especie química es atrapada o retenida en la superficie de un material, generalmente sólido.

Advección: Transporte de una sustancia, partículas, o propiedad en un medio fluido, causada por diferencias en la velocidad del fluido; movimiento horizontal de sustancias, partículas o propiedad transportadas por un masa fluida.

Aeróbico: Respecto de un ser vivo, que requiere la presencia de oxígeno para su subsistencia. Respecto del metabolismo, que requiere la presencia de oxígeno para llevarse a cabo.

Afluente: Arroyo o río secundario que desemboca o desagua en otro principal.

Agente o ligando quelante: En un quelato, es el compuesto orgánico polidentado unido al átomo metálico central a través de más de un átomo; se forman estructuras químicas complejas en forma de anillo.

Agente oxidante: Sustancia que tiende a captar esos electrones, adquiriendo una carga positiva menor a la que tenía en el estado anterior.

Agente reductor: Sustancia que tiende a ceder electrones al medio, con lo que adquiere una carga positiva mayor a la que tenía

Aguas residuales domiciliarias: Efluentes generados como consecuencia de las actividades urbanas.

Aguas residuales industriales: Efluentes generados como consecuencia de actividades industriales

Aguas residuales: Líquido descargado como resultado de un proceso; término utilizado como sinónimo de efluente.

Alcalinidad: Respecto de un medio determinado, capacidad para neutralizar iones hidrógeno (H^+).

Alevino: Pez recientemente eclosionado, que aún no es capaz de alimentarse por sí mismo.

Alóctono: Que no es originario del lugar en que se encuentra.

Amonificación o reducción del nitrato: Proceso de conversión del nitrógeno fijado en compuestos orgánicos a amonio o amoníaco; implica la oxidación asociada de la materia orgánica.

Amonio total: Nitrógeno amoniacal total; representa la suma de las concentraciones de amonio y amoníaco presentes en el medio.

Anaeróbico: Respecto de un ser vivo, que no requiere la presencia de oxígeno para su subsistencia. Respecto del metabolismo, que no requiere la presencia de oxígeno para llevarse a cabo.

Anfiprótica: Molécula que puede actuar como ácido, perdiendo un ión hidrógeno, o como base, ganando un ión hidrógeno, dependiendo de las condiciones del medio.

Anión: Ión con carga negativa.

Anóxico: Ausencia casi total de oxígeno; presencia de una muy reducida concentración de oxígeno en el medio.

Antagonismo: Es el efecto producido por una mezcla de tóxicos, tal que resulta menor que la suma de los efectos esperados para los tóxicos individuales presentes en la mezcla.

Antropogénico: De origen humano o derivado de la actividad del hombre.

Archaea: Uno de los dos Dominios procariontes.

Asfalto emulsificado: Emulsión formada por pequeñas gotas de asfalto dispersas en agua, estabilizadas por agentes químicos emulsificantes, utilizada en tecnologías de confinamiento *ex situ* de un medio sólido contaminado.

Asimilación del amonio: Proceso por el cual los iones amonio son incorporados a la materia orgánica, mediante el metabolismo de organismos vivos.

Asimilación: Energía total utilizada por los organismos vivos para su crecimiento, reproducción y respiración.

Atenuación natural monitoreada: Remediación intrínseca, biorremediación intrínseca, restauración natural o biorremediación pasiva; tecnología que implica la observación y monitoreo de los procesos de remediación que se producen naturalmente en el sitio contaminado.

B

Bacterias desnitrificantes: Bacterias anaeróbicas capaces de reducir el nitrato a nitrito y, sucesivamente, éste a óxido nítrico, óxido nitroso y, finalmente, a nitrógeno molecular.

Bacterias formadoras de metano: Organismos procariontes que producen metano, mediante

procesos de fermentación, a partir de materia orgánica de bajo peso molecular o de dióxido de carbono presente en el medio.

Bacterias nitrificantes: Bacterias quimioautótrofas aeróbicas, que utilizan la energía derivada de la nitrificación para fijar el dióxido de carbono a la materia orgánica.

Bacterias púrpuras del azufre: Proteobacterias fototróficas, capaces de fotosintetizar sin producción de oxígeno; poseen bacterioclorofila *a* o *b*, y carotenoides, pigmentos fotosintéticos que determinan que sus células se observen de color púrpura, rojo, marrón o anaranjado.

Bacterias reductoras del sulfato: Bacterias anaeróbicas aerotolerantes que utilizan sulfato como último aceptor de electrones en la respiración anaeróbica; degradan la materia orgánica generando mercaptanos volátiles y sulfuro de hidrógeno.

Barreras de tratamiento permeables reactivas / pasivas: Tecnología de tratamiento físico-química *in situ* de aguas subterráneas o superficiales contaminadas; utiliza estructuras en forma de muro o barrera, que permiten el pasaje del agua, mientras simultáneamente generan la degradación o remoción de contaminantes; son diseñadas para interceptar la pluma de contaminantes en el agua, determinando que éstos atraviesen el medio reactivo y se transformen en formas químicas ambientalmente aceptables.

Bentónico: Perteneciente al bentos.

Bentos: Comunidad formada por los organismos que habitan el fondo de los ecosistemas acuáticos.

Bioacumulación: Proceso por el cual los organismos acumulan compuestos químicos, en concentraciones que superan las existentes en el medio, como resultado de su exposición al agua, suelo o sedimentos.

Bioaugmentación: Procedimiento por el cual se adicionan al medio microorganismos adaptados para la degradación de contaminantes específicos o capaces de sobrevivir bajo condiciones ambientales extremas.

Biodegradación incrementada por rizósfera: Proceso por el las sustancias naturales producidas y liberadas por las raíces de las plantas aportan nutrientes a la microflora del suelo, incrementando su actividad biológica y, en consecuencia, la biodegradación de los compuestos contaminantes presentes.

Biodisponibilidad: Grado o tasa en que una sustancia puede estar disponible en el medio para su utilización por parte de los organismos vivos.

Biodiversidad: Se refiere a la variedad y variabilidad de los organismos vivos en todos los niveles de organización. Es la variedad de formas de vida dentro de un dado ecosistema, bioma o en la biosfera.

Biomagnificación: Se refiere al incremento en la concentración de los compuestos químicos en los organismos, desde un nivel trófico al siguiente.

Biomasa: Peso seco total de la materia orgánica de todos los organismo o de un grupo de organismos que habitan un área determinada.

Biopilas: Tecnología de remediación biológica *ex situ* a través de la cual suelos, lodo o sedimentos excavados son mezclados con nutrientes, suelo o sedimentos naturales no contaminados y otras enmiendas, y ubicados en áreas confinadas generalmente ubicadas bajo la superficie del suelo; la degradación de los compuestos orgánicos se produce por la actividad de los microorganismos naturalmente presentes.

Biorreactor: Reactor biológico constituido por un recipiente apropiado que mantiene un ambiente interno apropiado, aportando todos los requerimientos necesarios para mantener una comunidad de microorganismos degradadores.

Biorremediación incrementada: Biodegradación incrementada; tecnología de remediación biológica *in situ* dirigida hacia la generación de un ambiente favorable para los microorganismos, tanto en lo que se refiere a la provisión de oxígeno como la disponibilidad de nutrientes, de manera de estimular el crecimiento de la comunidad microbiológica y de favorecer la utilización de los contaminantes como fuente de carbono y de energía para su actividad metabólica.

Biótico: Relativo al conjunto de seres vivos.

Bituminización: Tecnología de confinamiento en la que el medio sólido contaminado es embebido e inmovilizado en alquitrán derretido.

Branquias: Órganos respiratorios presentes en peces, moluscos, anélidos, larvas acuáticas de anfibios, entre otros organismos.

Buffer o amortiguador o tampón: Sistema químico constituido por un ácido débil y su base conjugada o por una base y su ácido conjugado, tal que presenta capacidad amortiguadora, que puede contrarrestar variaciones del pH en una solución acuosa, dentro de ciertos límites, manteniéndolo en valores relativamente constantes.

C

Cadena alimentaria o trófica: Secuencia de consumo y transferencia de energía a través del componente biótico del ecosistema.

Calor de vaporización: Cantidad de calor que 1g de líquido puede absorber para pasar del estado líquido al estado gaseoso.

Calor específico: Cantidad de calor que puede ser absorbida o perdida por 1g de una sustancia cuando la temperatura varía en 1°C.

Canal: Depresión cóncava en el cauce del río, formada por el agua que fluye. Es la zona más profunda del lecho del río, donde el agua fluye con mayor velocidad.

Carcinogénesis: Proceso por el cual un agente tóxico causa la aparición de tumores en el organismo.

Casquetes polares: Regiones polares limitada por el Círculo Polar Ártico, a los 66° 33' de latitud Norte, y Antártico, a la misma latitud en el hemisferio Sur. Ambas regiones están en su mayor parte cubiertas de hielos, producto de la acumulación de nieve invernal que no alcanza a ser fundida por la luz solar durante el verano.

Catión: Ión con carga positiva.

Cemento pozzolani/Portland: Mezcla de materiales pozolánicos, como cenizas de carbón, piedra pómez y escoria de altos hornos, y cemento Portland; utilizada en tecnologías de confinamiento *ex situ* de un medio sólido contaminado.

Cemento-sulfuro modificado: Material termoplástico comercial, fundido a temperaturas entre 127°C y 149° C, utilizado en tecnologías de confinamiento *ex situ* de un medio sólido contaminado.

Centro de coordinación: Átomo central del compuesto de coordinación, generalmente, un metal en alguno de sus estados de oxidación...

Cercaria: Estadio larval presente en el Phylum *Platyhelminthes*; Clase *Trematoda*.

Cianobacterias: Organismos procariontes fotoautótrofos aeróbicos, unicelulares o coloniales.

Ciclos biogeoquímicos: Circuito de movimiento y conversión de materiales inorgánicos producido en la atmósfera, la hidrósfera y la litósfera, incluyendo las transformaciones físicas, bioquímicas y combinaciones de estos procesos.

Cloro Residual Total: Cloro reactivo, representa la suma de la cantidad de cloro libre y de las formas químicas de cloro combinado en el agua.

Coefficiente de solubilidad: Cantidad máxima de un soluto que puede disolverse en 100 mL de un determinado solvente, generalmente, agua, a una determinada temperatura (generalmente, 20 °C) y a una determinada presión (generalmente, 1 atm).

Cohesión: Capacidad de la materia para mantener su estructura debido a la atracción molecular entre sus moléculas.

Coloide: Dispersión de partículas o macromoléculas, que genera un sistema compuesto por dos fases: una continua, fluida, y otra dispersa, en forma de partículas sólidas o líquidas, de tamaño entre 0,001 y 1 μm (micrómetro). Estado de la materia en el que un sólido o un líquido está disperso en otro:

Color verdadero: Color del agua que depende de los materiales inorgánicos u orgánicos disueltos en ella, tales como sales metálicas, sustancias húmicas y fúlvicas.

Cometabolismo: Transformación de un compuesto orgánico por un microorganismo, sin que sea utilizado como fuente de energía o de carbono; la sustancia orgánica es degradada por un camino metabólico secundario y el organismo no recibe beneficios, en términos energéticos, a partir de ese proceso.

Complejación: Proceso por el cual se forma un complejo, ión complejo o compuesto de coordinación.

Complejo o compuesto de coordinación: Compuesto químico formado por un átomo central, generalmente un metal en alguno de sus estados de oxidación, unido mediante enlaces covalentes a un conjunto de otros átomos, iones o grupos de átomos, denominados ligandos. El catión metálico ocupa el lugar central del complejo y los aniones, denominados ligandos, se ubican en la periferia de la estructura.

Compostaje: Proceso biológico controlado a través del cual los contaminantes orgánicos son convertidos por microorganismos aeróbicos o anaeróbicos, o por lombrices de tierra en subproductos inocuos y estabilizados.

Compuestos organometálicos: Especie química formada por un átomo de metal unido directa e irreversiblemente al carbono de un grupo orgánico; esa unión no es reversible. El grupo orgánico asociado al metal no se presenta, generalmente, en el ambiente como una especie química establecida independiente.

Concentración: Magnitud que expresa la cantidad de una sustancia presente por unidad de volumen; se expresa en moles por metro cúbico (mol/m^3).

Condensación: Conversión de un vapor en líquido o en sólido.

Conductímetro: Instrumento utilizado para medir la conductividad del medio.

Constante dieléctrica: Medida de la capacidad de un material, situado en un campo eléctrico, de ser polarizado. Es una medida de la capacidad de un solvente para mantener cargas opuestas separadas

Consumidor primario: Organismo herbívoro, que se alimenta directamente de plantas y otros productores primarios.

Consumidor secundario: Organismo carnívoro que se alimenta del nivel trófico de consumidores primarios.

Consumidor terciario: Organismo carnívoro que se alimenta de otros carnívoros.

Consumidor: Organismo heterótrofo que directa o indirectamente depende de la producción de los productores primarios para su subsistencia.

Contaminación: En relación al agua, es la modificación, generalmente provocada por las actividades humanas, de la calidad de agua, haciéndola inadecuada o peligrosa para el consumo humano, la industria, la agricultura, la pesca, las actividades recreativas y la biota natural.

Contaminante: Agente o sustancia introducido en el ambiente como resultado, por lo menos en forma parcial, de la actividad humana y que produce efectos adversos sobre los organismos y el ecosistema.

Control fitohidráulico: Proceso por el cual el sistema de raíces de la planta contiene la migración e infiltración de contaminantes, creando una barrera hidráulica natural.

Corrosión: Alteración destructiva de metales y otros materiales debido a interacciones químicas o electroquímicas con su entorno.

Crecimiento en fijación: En un sistema de tratamiento biológico, los microorganismos están asociados, formando una delgada película fija, a un material sólido, inerte, de soporte.

Crecimiento en suspensión: En un sistema de tratamiento biológico, los microorganismos están suspendidos libremente en el medio, mantenidos mediante agitación continua.

Cuenca hidrográfica Es el área de la superficie terrestre donde toda el agua que cae en ella y drena, a partir de ella se dirige hacia el mismo lugar; es la región geográfica dentro de la cual el agua se vierte a un río, arroyo o masa de agua en particular.

Curso inferior: Área cercana a la desembocadura del río, donde el cauce es ancho y profundo, y se observa una más extendida la llanura aluvial.

Curso medio: Zona donde el cauce es más profundo y ancho, las riberas presentan menor pendiente y la velocidad de corriente es menor.

Curso superior: Área de las nacientes del río; en esta zona, generalmente, el río fluye rápidamente, generando cascadas y rápidos, dependiendo de los obstáculos que encuentre en su cauce.

D

Deletéreo: Que produce daño.

Delta: Acumulaciones costeras de sedimentos arrastrados por un río, adyacentes o próximas a la desembocadura del cauce, incluyendo los depósitos que han sido moldeados secundariamente por distintos agentes marinos, tales como mareas, olas y corrientes.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): Procedimiento químico estandarizado, a través de la incubación durante un determinado período de tiempo de la comunidad microbiana presente en una muestra líquida, a fin de determinar la cantidad de oxígeno requerido para oxidar biológicamente la materia orgánica existente en el medio. La incubación se realiza durante 5 ó 20 días (DBO_5 , DBO_{20}), a una temperatura controlada.

Demanda de Oxígeno de Sedimentos (DOS): Tasa de remoción del oxígeno disuelto en la columna de agua debida a la descomposición de materia orgánica producida en los sedimentos y en la interfase sedimento – agua, mediante procesos biológicos, bioquímicos y químicos combinados.

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Proceso químico que permite la medición de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación química de la materia orgánica presente en una muestra líquida.

Densidad: Magnitud que expresa la relación entre la masa y el volumen de un cuerpo; se expresa en kilogramo por metro cúbico (kg/m^3).

Depuración: En relación al agua, es el proceso de remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos, microorganismos y partículas en suspensión presentes.

Descarga: Volumen total de agua que fluye por la sección transversal del canal y que es vertida en otros cuerpos de aguas, tales como ríos, lagos u océanos.

Deshalogenación: Decloración; tecnología de tratamiento destructiva, en la que el cloro asociado a compuestos orgánicos es desplazado por hidrógeno o por un radical reducido conteniendo un dador de hidrógeno.

Desnitrificación: Mecanismo por el cual el nitrógeno fijado en la materia orgánica es retornado a la atmósfera por la actividad bacteriana. Proceso de reducción del nitrato a nitrito y, sucesivamente, a óxido nítrico, óxido nitroso y, finalmente, a nitrógeno molecular, en condiciones anaeróbicas.

Desorción: Proceso por el cual moléculas o partículas adsorbidas son liberadas desde una superficie.

Destilación: Proceso de separación química *ex situ*, que utiliza las diferencias en la volatilidad de los contaminantes presentes en un medio líquido para separarlos por vaporización y condensación posterior.

Desulfuración: Proceso de degradación de la materia orgánica en condiciones anaeróbicas o anóxicas, generando mercaptanos volátiles y sulfuro de hidrógeno, como resultado de la actividad bacteriana.

Detritívoro o descomponedor: Consumidor que obtiene su energía y carbono a partir de los desechos o detritos generados por otros organismos e integrados por materia orgánica no viva, tal como restos de organismos muertos, hojas caídas, madera, excrementos, etc.

Detrito: Resultado de la descomposición de una masa sólida en partículas. Material suelto o sedimentos, productos de la erosión, transporte, meteorización química y física, y procesos geológicos.

Disco de Secchi: Instrumento creado en 1865 por Pietro Secchi y utilizado habitualmente para medir la profundidad de transparencia de un cuerpo de agua, inversamente relacionada con la turbidez de las aguas.

Disruptor endocrino: Sustancia química que interfiere con el normal funcionamiento del sistema endocrino de los organismos.

Diversidad biológica: Biodiversidad; es definida como la variedad y variabilidad entre organismos vivos, los genes que ellos contienen y los ecosistemas de los cuales forman parte. Puede ser definida como el número de ítems (organismos, genes, ecosistemas) y sus frecuencias relativas. En consecuencia, es posible considerar incluidas en el término biodiversidad a la diversidad genética, la diversidad específica y la diversidad de ecosistemas.

E

Ecoregión: Región geográfica; área en la que existe una coincidencia espacial en las características de los fenómenos geográficos asociados con diferencias en la calidad, salud e integridad de los ecosistemas. Las características de fenómenos geográficos incluyen la geología, fisiografía, vegetación, clima, hidrología, biota acuática y terrestre y suelos; puede o no incluir los impactos asociados a la actividad humana, tales como uso de la tierra, cambios en la vegetación, etc.

Ecosistema: Sistema en el que interactúan la comunidad biológica y el componente abiótico.

Ecotono: Zona ecológica de transición, donde se yuxtaponen hábitats diferentes y donde dos ecosistemas limítrofes se encuentran.

Ecotoxicología: Es la ciencia que estudia los contaminantes en la biosfera y sus efectos sobre los constituyentes de la misma, incluyendo el hombre.

Efecto aditivo: Es el efecto producido por una mezcla de tóxicos, tal que resulta igual a la suma de los efectos esperados de los tóxicos individuales presentes.

Efecto invernadero: Disminución de la radiación infrarroja desde la tierra hacia el espacio, determinando un incremento de las temperaturas medias en el planeta, como resultado del incremento del CO₂ atmosférico.

Efecto: Cambio biológico producido, tanto en el nivel de organismo individual como en niveles de organización inferiores o superiores al individuo, asociado a la exposición al tóxico.

Eficiencia productiva: Fracción de energía almacenada en un determinado nivel trófico que no es utilizada para la respiración.

Eficiencia trófica: Porcentaje de producción efectivamente transferida desde un nivel trófico hasta el siguiente.

Efluente: Líquido que fluye de un recipiente u otro sistema. Líquido residual, tratado o no tratado, que fluye desde una planta de tratamiento, alcantarilla, cloaca o canal industrial. Generalmente se refiere a los desechos líquidos descargados en cuerpos de agua naturales.

Elementos traza: Elementos presentes en los organismos vivos en una concentración inferior al 0,01%.

Empírico: Basado en la experiencia o en observaciones.

Ensayo de toxicidad crónico: Ensayo en el que se exponen organismos de prueba a la presencia de concentraciones graduadas de un potencial agente tóxico, durante un período de exposi-

ción que cubre, al menos, una generación del organismo de prueba.

Ensayos de toxicidad aguda: Ensayo en el que se exponen organismos de prueba a la presencia de concentraciones graduadas de un potencial agente tóxico, durante un período de exposición breve (días, horas), respecto del ciclo de vida del organismo de prueba.

Entérico: Relativo al intestino

Enterococos: Subgrupo de los estreptococos fecales, bacterias gram positivas, catalasa negativas, que crecen en un medio salino al 6,5% y sales biliares al 40%, entre 10 y 45°C.

Epidemiología: Es el estudio de los factores que afectan la salud y la enfermedad de las poblaciones de organismos vivos.

Erosión: Desgaste de la superficie del terreno por acción del viento o agua, intensificada por prácticas de eliminación de la cobertura natural (tala de bosques, etc.) relacionadas con el desarrollo de actividades agrícolas y forestales, construcción de edificaciones residenciales o industriales, o construcción de caminos y rutas.

Escorrentía: Porción de la precipitación, derretimiento de la nieve o agua de irrigación que fluye por la superficie del terreno hacia las corrientes de agua superficiales o cuerpos de agua naturales. Corriente de agua que se vierte al rebasar su depósito o cauce naturales o artificiales.

Especie química: Sustancia de composición química determinada, descrita en términos de estado de valencia u oxidación, formulación química, composición física y complejidad con otros compuestos químicos inorgánicos u orgánicos.

Espectro de radiación solar: Conjunto de radiaciones electromagnéticas emitidas por el Sol.

Espectro visible: Porción del espectro de radiación electromagnética emitida por el Sol, con longitudes de onda en el rango entre los 380 nm y 750 nm, visible para el ojo humano.

Espectrofotómetro: Instrumento para medir la in-

tensidad de la luz, como una función del color, o más específicamente, de la longitud de onda de la luz; es capaz de medir la intensidad de luz transmitida o absorbida por una solución líquida.

Estado trófico: En un cuerpo de agua, expresa la relación entre la concentración de nutrientes en el medio y el incremento de la materia orgánica en el mismo; es una categoría de calidad que representa el estado productivo de la biota presente en el medio en relación a la concentración de nutrientes y a los factores físico-químicos del cuerpo de agua.

Estoma: Abertura microscópica en la epidermis de las partes verdes de los vegetales superiores que permite el intercambio de gases y líquidos con el exterior.

Estrés: Derivado del inglés “stress”, es el efecto o respuesta que se manifiesta en algún nivel de organización biológico, frente a un reciente factor desorganizante o detrimental.

Estuario: Desembocadura de un río caudaloso en el mar, caracterizada por tener una forma semejante al corte longitudinal de un embudo, cuyos lados van apartándose en el sentido de la corriente. Región de interacción entre un río y las aguas marinas cercanas a la costa, donde la acción de las mareas y la corriente del río producen la mezcla del agua dulce y del agua de mar, constituyendo un ecosistema de agua salobre.

Eutrófico: Cuerpo de agua dulceacuícola que presenta alta productividad primaria, elevada concentración de nutrientes, considerable biomasa algal y de macrófitas, y alta turbidez.

Eutrofización: Proceso por el cual los cuerpos de agua, tales como lagos, estuarios, ríos y arroyos, reciben un exceso de nutrientes que estimulan el crecimiento excesivo de los productores primarios del ecosistema, tales como algas, perifiton y macrófitas. Este crecimiento, denominado usualmente como floración, reduce el contenido de oxígeno disuelto en el agua, una vez que estos organismos mueren y son degradados. El descenso de la concentración de oxígeno disuelto puede causar la muerte de otros organismos.

Evaporación: Conversión de un líquido en vapor.

Evapotranspiración: Es la pérdida de agua por evaporación a través del suelo y por transpiración a partir de las plantas. Es definida como la suma de la evaporación del agua contenida en la superficie y subsuperficie del suelo y la transpiración del agua contenida en los tejidos de las plantas, cuyas raíces están en contacto con el agua subterránea cercana a la superficie.

Ex situ: Ubicado fuera de su sitio original, removido de su ubicación original

Extracción con aire: Despojamiento por aire, “air stripping”; sistema de tratamiento físico-químico por extracción y separación que remueve compuestos orgánicos volátiles (VOCs) presentes en agua subterránea o agua superficial contaminada mediante la inyección de una corriente de aire comprimido, lo que causa la evaporación de las sustancias volátiles; puede ser aplicada *in situ* o *ex situ*.

Extracción química: Tecnología de separación *ex situ*, que implica la adición de compuestos químicos *extractantes*, con el medio contaminado; los contaminantes son extraídos del medio como consecuencia de las reacciones químicas producidas.

Extrusión con polietileno: Tecnologías de confinamiento *ex situ* de un medio sólido contaminado que involucra el uso de polietileno como aglutinante.

F

Factor de Enriquecimiento Antropogénico (AEF): Establece el enriquecimiento proporcional, expresado en porcentaje, en una determinada sustancia química o grupo de sustancias químicas debido a las emisiones provenientes de las actividades humanas respecto de las fuentes naturales

Factor estresante: Fenómeno o agente que produce estrés.

Fermentación: Respiración celular anaeróbica.

Fertilizante: Compuesto químico o mezcla de compuestos químicos naturales o sintéticos utilizados para enriquecer el suelo y favorecer el crecimiento vegetal.

Fijación biológica del nitrógeno: Transformación del nitrógeno atmosférico en amonio, utilizable por los organismos vivos.

Fijación del carbono: Proceso en el cual el carbono inorgánico es incorporado a moléculas orgánicas; segunda fase, independiente de la luz y dependiente de la temperatura, del proceso de fotosíntesis.

Filtración / Microfiltración / Ultrafiltración: Proceso físico de separación mecánica *ex situ* basado en el tamaño de las partículas; las partículas suspendidas en un medio líquido son separadas forzando el líquido a través de un filtro o medio poroso.

Fitodegradación: Proceso que involucra la extracción de contaminantes a través del sistema de raíces y su posterior degradación, mediante los procesos metabólicos de la planta.

Fitostabilización: Proceso por el cual las raíces de las plantas producen compuestos químicos que, una vez liberados al medio, e inmovilizan a los contaminantes presentes en la interfase entre las raíces y el sedimento.

Fitoextracción / fitoacumulación: Proceso por el cual las raíces de las plantas capturan contaminantes que son transportados y acumulados en otros tejidos vegetales vivos, tal como hojas y brotes, donde las sustancias químicas permanecen retenidas.

Fitoremediación: Grupo de tecnologías de remediación biológica que utilizan plantas para remover, transferir, estabilizar y destruir contaminantes orgánicos e inorgánicos en suelo, agua y sedimentos, a través de los procesos biológicos, químicos y físicos naturales de esos organismos.

Fitovolatilización: Proceso por el cual, a través del sistema de raíces de las plantas, se extraen y transportan contaminantes orgánicos desde el

agua y el sedimento hacia las hojas, donde son eliminados a la atmósfera por transpiración, evaporación o volatilización.

Floración: Incremento excesivo del número de individuos de poblaciones algales y de macrófitas.

Fosfolípido: Lípido que contiene fosfato. Lípido polar formado por una molécula de glicerol, unida a dos ácidos grasos y a un grupo fosfato. Componente fundamental de la membrana de las células vivas.

Fotólisis: Disociación de moléculas orgánicas complejas debido al efecto de la luz.

Fotooxidación: Reacción de oxidación de la materia producida por la energía lumínica.

Fotosíntesis: Proceso de conversión de la energía lumínica en energía química, almacenada en moléculas orgánicas.

Fouling: Material incrustado, de origen biológico o no biológico, en un objeto sumergido.

Fracción molar: Unidad química que expresa la concentración del soluto en una solución; proporción en que se encuentra el soluto, expresado en moles, con respecto a la solución, expresada como la suma de los moles de soluto y de solvente. Expresa la proporción de cada especie en el sistema, expresada en moles.

Fuente surgente: Manantial de agua que brota de la tierra, proveniente de un cuerpo de agua subterránea.

G

Gen: Estructura bioquímica que constituye la base molecular de la herencia.

Geomorfología: Del griego: geos (Tierra), morfeé (forma) y logos (estudio, conocimiento). Ciencia que tiene por objeto la descripción y la explicación del relieve terrestre, continental y submarino.

H

Hábitar: Es el ambiente en el que una población vive.

Helmintos: Nombre comúnmente aplicado a los gusanos parásitos internos.

Hidrofílica: Comportamiento de toda molécula que tiene afinidad por el agua; en una solución o en un coloide, tiende a acercarse y mantener contacto con el agua. Soluble en agua.

Hidrofóbica: Sustancia no miscible con el agua, no soluble en agua; no es capaz de interactuar con las moléculas de agua ni por interacciones ión-dipolo ni mediante puentes de hidrógeno.

Hidrograma de tormenta: Representación gráfica de la variación de la descarga de un río, arroyo o canal en función del tiempo, durante el transcurso de un episodio de tormenta.

Hidrograma: Representación gráfica de la variación de alguna variable hidrológica en función del tiempo, para un determinado río, arroyo o canal. Típicamente, representa la variación del caudal en función del tiempo.

Hidrólisis: Reacción química entre una molécula de agua y otra molécula orgánica o inorgánica, a consecuencia de la cual se produce la disociación de ambas. Desdoblamiento de la molécula de un compuesto orgánico o inorgánico por acción del agua.

Hidrológico: Relativo al estudio de las aguas naturales.

Hipereutrófico: Cuerpo de agua dulceacuícola que presenta un estado avanzado de eutrofización.

Hipoxia: Respecto del agua, agua con concentraciones de oxígeno disuelto inferiores a 2 mg/L.

Homeostasis: Se refiere a la capacidad de los sistemas biológicos de mantener un ambiente interno relativamente constante, frente a las variaciones del ambiente externo.

Humedal artificial: Tecnología de tratamiento biológico *ex situ*, que utiliza los procesos geoquímicos y biológicos naturales generados en un ecosistema de humedal construido por el hombre, para acumular y remover compuestos orgánicos e inorgánicos contaminantes presentes en el agua que ingresa en él.

Humedal: Pantano; ecosistema constituido por uno o más cuerpos de agua permanentes o estacionales de escasa profundidad y áreas ribereñas inundables periódicamente y no inundables.

Humus: Componente orgánico del suelo, de naturaleza coloidal, generado por la descomposición de restos orgánicos llevada a cabo por microorganismos.

Ictícola: Relativo a los peces

In situ: En su sitio original, que permanece no alterado, no removido.

Indicador ambiental: Variable que pretende reflejar el estado del ambiente, o de algún aspecto del mismo, en un momento y un espacio determinados.

Índice o número de coordinación: Número total de ligandos que pueden estar directamente asociados al ión central en un compuesto de coordinación.

Infiltración: Penetración de agua a través de la superficie del terreno hacia el suelo subsuperficial; penetración de agua desde el suelo hacia canales o tuberías a través de uniones, conexiones o compuertas defectuosas.

Influyente: Fluido que ingresa.

Integridad ecológica: Es la capacidad de un ecosistema para sostener y mantener procesos ecológicos significativos y una comunidad de organismos con una composición de especies, diversidad y organización funcional tan com-

parables como resulte posible a las de los hábitos naturales en la región. Es una medida de la salud o de la condición de un ecosistema.

Intercambio Iónico: Tecnología de tratamiento de separación *ex situ*, mediante la cual los iones contenidos en una corriente líquida son removidos al atravesar un medio de intercambio, generalmente formado por resinas.

Ión: Átomo o grupo de átomos que, por pérdida o ganancia de uno o más electrones, adquiere carga eléctrica.

L

Landfarming: Tratamiento en suelo por labranza; tecnología de remediación *ex situ*, mediante la cual el sedimento excavado es dispuesto en lechos, formando capas sucesivas, y periódicamente volteado o arado para facilitar la aireación.

Lavado de suelos: Tecnología de separación *ex situ*, en la que los contaminantes adsorbidos sobre un medio sólido son separados sobre la base del tamaño de partículas, como resultado del agregado de agua y aditivos.

Lecho mayor esporádico: Zona de inundación de un río en las grandes crecidas.

Lecho mayor: Cauce del río cubierto por el agua en época de máximo caudal anual, esto es, en la época en que fluye la mayor cantidad de agua en el año. Es la zona que se inunda todos los años, periódicamente.

Lecho menor: Cauce por la que corre el agua de un río en forma permanente, aún en ausencia de precipitaciones o deshielo; incluye el canal.

Ligando bidentado: Átomo o grupo de átomos que se une al ión metálico central, en un compuesto de coordinación, mediante dos uniones.

Ligando hexadentado: Átomo o grupo de átomos que se une al ión metálico central, en un compuesto de coordinación, mediante seis uniones.

Ligando monodentado: Unidentado; átomo o grupo de átomos que se une al ión metálico central, en un compuesto de coordinación, mediante una única unión.

Ligando polidentado: Átomo o grupo de átomos que se une al ión metálico central, en un compuesto de coordinación, mediante uniones múltiples.

Ligando tetradentado: Átomo o grupo de átomos que se une al ión metálico central, en un compuesto de coordinación, mediante cuatro uniones.

Ligando: Átomo o grupo de átomos unido al centro de coordinación por cualquier tipo de enlace.

Lipofílico: Soluble en lípidos.

Lixiviación: Percolación, proceso por el cual los constituyentes solubles del medio son gradualmente removidos a través del agua que se filtra a través de él.

Lixiviado: Percolado; líquido que se filtra a través de los residuos sólidos, y que extrae, disuelve y transporta los distintos componentes sólidos, líquidos o gaseosos presentes en ellos.

Llanura aluvial: Zona de escasa pendiente que se extiende por el fondo de un valle fluvial, a lo largo del curso del río y sobre la superficie por la que éste discurre en épocas de crecida.

M

Macrófita: Término aplicado, generalmente, a las plantas acuáticas, de tamaño macroscópico, incluyendo plantas emergentes, sumergidas, flotantes y flotantes libres.

Meandro: Cada una de las curvas que describe el curso de un río. Trazado que se aparta sin motivo de su dirección de circulación, para luego volver a ella después de describir una pronunciada curva.

Mesotrófico: Cuerpo de agua dulceacuícola que presenta un nivel intermedio de productividad primaria.

Metabolismo: Conjunto de reacciones químicas que efectúan los seres vivos con el fin de sintetizar sustancias complejas a partir de otras más simples, o degradar aquéllas para obtener éstas, que se requieren la presencia de oxígeno.

Metales traza: Metales presentes en extremadamente pequeñas cantidades en los organismos vivos e indispensables para el desarrollo de sus procesos metabólicos.

Método de Winkler: Técnica utilizada para medir la concentración de oxígeno disuelto en una muestra líquida.

Micronutriente: Compuesto químico requerido, en pequeñas dosis, por el metabolismo de los seres vivos.

Microorganismos coliformes fecales: Subgrupo de microorganismos coliformes, facultativas, bacilos Gram negativo, no esporulantes, oxidasa negativas capaces de crecer en presencia de sales biliares, fermentan la lactosa como resultado de la incubación a 44°C durante 48 horas produciendo ácido láctico y dióxido de carbono.

Microorganismos coliformes totales: Grupo de especies bacterianas que tienen ciertas características comunes, aeróbicas o facultativas, bacilos Gram negativos, oxidasa negativos, no generan esporas, fermentan la lactosa como resultado de la incubación a 35°C durante 48 horas produciendo ácido láctico y dióxido de carbono, desarrollan colonias rojas de brillo metálico cuando se las cultiva en el medio m-Endo, durante 24 horas a 35°C, y poseen la enzima β -D-galactosidasa que se cliva en un sustrato cromógeno, que se libera.; incluyen representantes de la familia Enterobacteriaceae, tal como los géneros *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Citrobacter* y *Serratia*.

Miracidio: Estadio larval presente en el Phylum *Platyhelminthes*; Clase *Trematoda*.

Molécula polar: Aquélla en la que la distribución de las cargas eléctricas no es simétrica respecto a un centro.

Morbilidad: Cuantificación de la presencia y efectos de una enfermedad en una población.

Morfología: Estudio de la forma de los objetos y de las modificaciones o transformaciones que experimenta.

Morfométrico: Relativo a la medición de la forma de los objetos, a fin de clasificarlos o identificarlos.

Mutagénesis: Proceso por el cual un agente tóxico causa mutaciones en el organismo.

Mutualismo: Relación simbiótica entre dos organismos, a través de la cual ambos se benefician.

N

Nefelometría: Método para medir la turbidez en una muestra de agua mediante el pasaje de luz a través de la muestra y la medición de la cantidad de luz que ha sido desviada.

Nefelómetro: Instrumento para medir la turbidez de un líquido por nefelometría.

Nitrificación: Proceso de oxidación del amoníaco e ión amonio a iones nitrito, y de éstos a iones nitrato. L

Nitrógeno total: Representa la suma de las concentraciones de nitrógeno orgánico y los iones amonio, nitrato y nitritos presentes en el medio.

Nivel trófico: Posición de un organismo en una cadena alimentaria o trófica.

O

Oligotrófico: Cuerpo de agua dulceacuícola que presenta reducida concentración de nutrientes, baja productividad primaria, escasa biomasa algal y de macrófitas, aguas con baja turbidez y reducida concentración de sólidos en suspensión.

Ooquiste: En parasitología, estadio en el ciclo de vida de algunos protistas; es una forma de resistencia frente a factores físicos y químicos.

Organismos estenohalinos: Incapaces de soportar fluctuaciones en la salinidad del medio; su presencia está limitada a los ambientes marinos o a los dulceacuícolas.

Organismos eurihalinos: Capaces de habitar ambientes con salinidad variable.

Organismos no blanco: Organismos hacia los cuales no está intencionalmente dirigida la acción de un agente tóxico.

Ósmosis Reversa: Proceso de separación *ex situ*, mediante el cual un fluido es forzado a pasar a través de membranas de diferentes tipos, dependiendo de los contaminantes a ser separados.

Oxidación Avanzada: Grupo de tecnologías de tratamiento destructivas *ex situ*, en las que se utiliza radiación ultravioleta, ozono y peróxido de hidrógeno para oxidar y destruir contaminantes orgánicas presentes en una corriente de agua, dentro de un tanque de tratamiento.

Oxidación química: Tecnología de tratamiento de residuos líquidos o sólidos mediante la aplicación de agentes oxidantes, favoreciendo la conversión de contaminantes peligrosos a compuestos no peligrosos o menos tóxicos, más estables, menos móviles y/o inertes; puede ser aplicada *in situ* o *ex situ*.

P

Patógeno: Organismo capaz de causar una enfermedad.

Perfil longitudinal: Forma o silueta correspondiente al thalweg o vaguada (la parte más profunda del cauce) desde el nacimiento del río hasta su desembocadura.

Perfil transversal: Forma o silueta correspondiente al fondo del cauce de un río entre una orilla y otra.

Perifiton: Comunidad de organismos acuáticos pequeños o microscópicos que viven unidos a superficies sumergidas, tales como rocas o plantas.

Plantas emergentes: Plantas enraizadas en los sedimentos y extendidas fuera del agua.

Plantas flotantes libres: Plantas no enraizadas en el sedimento, con hojas que flotan sobre la superficie del agua.

Plantas flotantes: Plantas enraizadas en el sedimento, con hojas que flotan en la superficie.

Plantas sumergidas: Plantas enraizadas en los sedimentos y extendidas dentro del agua.

Potabilización: Serie de procesos dirigidos a modificar la calidad del agua para hacerla apta para el consumo humano.

Potencial redox: Medida de la capacidad reductora u oxidante de una solución o de un medio.

Poza: Concavidad profunda en el lecho del río. Concavidad donde hay agua detenida.

Precipitación: Agua procedente de la atmósfera y que, en forma sólida o líquida, se deposita sobre la superficie de la tierra. Proceso por el cual, en una solución, una materia sólida se deposita en el fondo del recipiente.

Predador: Organismo que captura a otro, denominado presa, para utilizarlo como alimento.

Preservador de madera: Compuesto químico utilizado para proteger la madera del deterioro y descomposición causada por hongos, insectos y organismos marinos; en las aplicaciones industriales y comerciales se emplean dos amplias categorías de sustancias, los preservadores derivados de petróleo, que incluyen el pentaclorofenol y la creosota, y las sales metálicas, como el arseniato de cromo y cobre (CCA).

Presión parcial: Presión de cada uno de los gases presentes en una mezcla.

Presupuesto energético: Balance entre el ingreso y egreso de energía en el ecosistema.

Procarionte: Organismo, generalmente unicelular, que posee una célula que carece de núcleo y de organelas limitadas por membrana; el material genético no está separado del resto de la célula por una envoltura nuclear.

Producción primaria bruta: Cantidad de energía lumínica convertida, mediante fotosíntesis, en energía química por unidad de tiempo.

Producción primaria neta: Diferencia entre la productividad primaria bruta y la cantidad de energía utilizada para la respiración celular de los productores primarios.

Producción primaria: Cantidad de energía lumínica convertida a energía química por los fotoautótrofos durante un determinado período de tiempo, en un ecosistema determinado.

Producción secundaria neta: Cantidad de energía química que es convertida a nueva biomasa por los consumidores secundarios por unidad de tiempo.

Productor primario: Nivel trófico integrado por organismos fotoautótrofos que utilizan energía lumínica para sintetizar, a partir del dióxido de carbono y agua presente en el medio, su materia orgánica, mediante el proceso de fotosíntesis. Nivel trófico que soporta a los otros niveles tróficos del ecosistema.

Profundidad del disco de Secchi: Profundidad de transparencia de un cuerpo de agua, medida mediante el disco de Secchi.

Protista: Organismo eucarionte unicelular o multicelular, perteneciente al Reino del mismo nombre.

Protozoo: Término común asignado a protistas quimioheterótrofos.

Puente de hidrógeno: Asociación débil entre un átomo electronegativo, denominado aceptor, y un átomo de hidrógeno covalentemente unido a otro átomo, denominado donante.

Q

Quelación: Relación de equilibrio entre un ión metálico y un agente complejo, caracterizada por la formación de más de un enlace entre el metal y una molécula del agente complejo; caso especial de complejación en el cual los ligandos

se unen mediante dos o más sitios al catión metálico central.

Quelato: Compuesto de coordinación conteniendo al menos un ligando quelante. Estructura química compleja en forma de anillo, integrada por un ión metálico central unido a un compuesto orgánico polidentado, a través de más de un átomo.

Química Ambiental: Rama de la química que estudia el origen, transporte, reacciones y destino de las especies químicas en el ambiente, agua, aire y tierra, incluyendo la influencia de las actividades humanas sobre esos procesos

Quiste: En parasitología, estadio en el ciclo de vida de algunos protozoos y otros protistas; es una forma morfológica de protección del organismo, que es recubierto por una cubierta resistente a factores físicos y químicos.

R

Radiación infrarroja: Porción del espectro de radiación electromagnética emitida por el Sol, con longitudes de onda en el rango entre los 750 nm y 1000 μm .

Radiación Ultravioleta: Porción del espectro de radiación electromagnética emitida por el Sol, con longitudes de onda en el rango entre los 100 nm y 400 nm.

Reacción de óxido-reducción: Redox; transformación de un compuesto químico en otro que involucra la transferencia de electrones entre las especies químicas que reaccionan.

Reducción / oxidación química: Tecnologías de tratamiento destructivas *in situ* o *ex situ* que convierten contaminantes peligrosos, presentes en medio líquido o sólido, en compuestos inocuos o menos tóxicos, más estables, menos móviles y/o inertes; involucran reacciones de óxido-reducción, con transferencia de electrones desde un compuesto oxidado a otro que es reducido.

Reducción asimilatoria del nitrato: Proceso a partir del cual los iones nitrato son incorporados a la materia orgánica, mediante la actividad de organismos vivos.

Reducción asimilatoria del sulfato: Proceso por el cual los iones sulfato son reducidos e incorporados como sulfhidrilo en compuestos orgánicos, mediante el metabolismo de organismos vivos.

Remediación: Procedimiento utilizado para remover o contener un derrame tóxico o de materiales peligrosos producidos en un sitio determinado, como resultado de la actividad humana.

Reservorio: En relación a un ciclo biogeoquímico, depósito de material destinado a ser utilizado.

Respiración celular aeróbica: Camino metabólico más eficiente, en términos energéticos, para la producción de adenosín trifosfato (ATP), como resultado de la oxidación de moléculas orgánicas, en el que se consume oxígeno.

Respiración celular anaeróbica: Camino metabólico para la producción de una limitada cantidad de adenosín trifosfato (ATP), como resultado de la oxidación de moléculas orgánicas; no requiere consumo de oxígeno.

Respiración celular: Camino metabólico para la producción de adenosín trifosfato (ATP), como resultado de la oxidación de moléculas orgánicas.

Respuesta: Proporción de la población expuesta al tóxico que manifiesta el efecto definido.

Restauración: Medidas y estrategias tomadas para recuperar la estructura y función de un ecosistema degradado, o porciones de ellas, a una condición ecológica de menor deterioro.

Riesgo: Frecuencia esperable de efectos adversos sobre un ecosistema, como consecuencia de la exposición a un potencial agente contaminante o factor estresante.

Río anastomosado: Presencia de canales múltiples en el cauce del río. Complejo de depósito fluvial con un gradiente de pendiente muy bajo, donde se interconectan una serie de canales de muy alta sinuosidad, angostos y relativamente profundos, separados por

planicies de inundación que consisten de islas o muros naturales.

Río entrelazado: Presencia de canales divididos en vaguadas múltiples, separadas por islas aluviales, originadas por la deposición del sedimento llevado por el río. Típicos de regiones con pendiente marcada.

Río meandriforme: Con coeficiente de sinuosidad superior a 1,5, debido a las curvas que desarrolla el cauce del río desplazándose en sentido transversal del valle.

Rizósfera: Porción de suelo inmediatamente adyacente a las raíces de la planta,

S

Sabana: Llanura ubicada en la región tropical o subtropical, caracterizada por clima cálido, con temperaturas entre los 24°C y 29°C, con una estación seca prolongada y una estación lluviosa reducida, con precipitaciones escasas; se caracteriza por la presencia de gramíneas y hierbas, con escasa ocurrencia de árboles de superficie reducida.

Salmónido: Pez óseo del Orden Clupeiformes, nativo del oeste de América del Norte, de gran interés comercial y recreativo; la trucha y el salmón son representantes de este grupo.

Separación electrocinética: Tecnología de remoción de metales y contaminantes orgánicos polares contenidos en un medio líquido o sólido, que utiliza procesos electroquímicos y electrocinéticos; implica la aplicación de corriente directa de baja intensidad a través del medio, mediante electrodos cerámicos, generando la movilización de especies químicas cargadas, polares, hacia los electrodos; puede ser aplicada *in situ* o *ex situ*.

Séptico: Que produce putrefacción o es causado por ella.

Simbiosis: Relación ecológica entre dos organis-

mos, como resultado de la cual ambos viven juntos en contacto directo.

Sinergismo: Es el efecto producido por una mezcla de tóxicos, tal que resulta mayor que la suma de los efectos esperados para los tóxicos individuales presentes en la mezcla.

Sinuosidad: Cualidad de sinuoso. Índice que representa el grado en que el trazado del río se aparta de una línea recta. Se mide por la relación entre la distancia que separa dos puntos a lo largo de la parte más profunda del cauce, o vaguada y la distancia en línea recta entre ellos. Un cauce en línea recta tiene una sinuosidad de 1,0; un río meándrico tiene una sinuosidad superior a 1,5.

Sitio de remediación: Área discreta o volumen de espacio que ha sido contaminado por un tipo de actividad, y donde se planea aplicar o se aplican estrategias de remediación

Solidificación / Estabilización: Tecnología de tratamiento dirigida a la reducción de la movilidad o inmovilización de contaminantes y sustancias peligrosas presentes en un medio sólido, mediante procesos físicos y químicos.

Sólidos totales disueltos: Porción de la muestra de agua que pasa a través del filtro, luego de que la muestra es filtrada, utilizando un filtro de fibra de vidrio con un diámetro de poro de 0,45 μm , de peso conocido.

Sólidos totales en suspensión: Porción de la muestra de agua retenida en el filtro, luego de que la muestra es filtrada, utilizando un filtro de fibra de vidrio con un diámetro de poro de 0,45 μm , de peso conocido; el filtro y el material retenido en él son secados en estufa a una temperatura de 103°C a 105°C, hasta registrar un peso constante.

Sólidos totales: Residuo que permanece en un recipiente después de la evaporación de la muestra y su subsiguiente secado en una estufa a una temperatura definida.

Solubilidad: Medida de la capacidad de una determinada sustancia para disolverse en otra.

Solvente: Sustancia que puede disolver y producir con otra una mezcla homogénea.

Subsuperficie: Material del suelo cercano, pero no expuesto, a la superficie. Material del suelo que está debajo de la capa labrantía o laborable o, en general, debajo de la capa de tierra superficial. Parte profunda del terreno a la cual no llegan los aprovechamientos superficiales de los predios.

Sustancias húmicas: Macromoléculas de alto peso molecular, resistentes a la degradación, generadas durante los procesos de descomposición de la vegetación en suelos y sedimentos.

Sustentabilidad: Condición por la cual se satisfacen las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de que las futuras generaciones de organismos satisfagan las suyas; en el caso de un ecosistema implica la capacidad de mantener condiciones favorables futuras para el desarrollo de la vida.

T

Tecnología de remediación emergente: Tecnología de remediación recientemente desarrollada, que actualmente se encuentra en etapa de ensayo a escala de laboratorio.

Tecnología de remediación establecida: Tecnología de remediación para la cual puede hallarse fácilmente información sobre costos y eficiencia; ha sido utilizada en numerosos sitios diferentes y sus resultados han sido documentados en forma completa.

Tecnología de remediación innovadora: Tecnología de remediación que se ha probado en el campo y se ha aplicado a sitios contaminados, pero que no cuenta con un largo historial de utilización.

Tecnologías de tratamiento destructivas: Capaces de alterar la estructura química de los contaminantes; pueden ser aplicadas *in situ* o *ex situ* e incluyen métodos de tratamiento térmico, biológico, o químico.

Tecnologías de tratamiento por extracción y separación: Capaces de separar y extraer contaminantes desde el medio en que se encuentran; pueden ser aplicadas *in situ* o *ex situ*.

Tecnologías de tratamiento por inmovilización: Capaces de confinar, inmovilizar y aislar los contaminantes; pueden ser aplicadas *in situ* o *ex situ*.

Tectónico: Perteneciente o relativo a la estructura de la corteza terrestre y a sus movimientos. Parte de la geología que trata de la estructura de la corteza terrestre y de los movimientos que la han originado.

Tensión superficial: Medida de la dificultad existente para quebrar la superficie de un líquido, debido a la acción de las fuerzas moleculares, en virtud de la cual la capa exterior de los líquidos tiende a contener su volumen dentro de una superficie mínima.

Teratogénesis: Proceso por el cual un agente tóxico causa malformaciones durante el desarrollo del organismo.

Titulación: Método común de laboratorio, utilizado en el análisis químico cuantitativo; permite determinar la concentración de un reactivo. Se usa una concentración conocida de un reactivo, denominado titulante, y se determina el volumen requerido para reaccionar completamente con una solución de un compuesto químico, denominado titulado, de concentración desconocida. El punto final es aquel en el que la titulación se completa, y suele ser determinado mediante la adición de una sustancia indicadora que vira de color cuando todas las moléculas del titulado han reaccionado con el titulante. Idealmente, el número de moles del agente titulante agregado es igual al número de moles del agente titulado que han participado en la reacción, lo que permite calcular la concentración de este último en la solución.

Topografía: Conjunto de particularidades que presenta un terreno en su configuración superficial.

Tóxico: Se aplica al agente o sustancia que puede producir un efecto adverso sobre la estructura y/o función del sistema en estudio.

Toxicología: Es el estudio de los efectos adversos de los agentes tóxicos sobre el hombre; incluye el estudio de los síntomas, mecanismos de acción, tratamiento y detección de los tóxicos en el hombre.

Translocación: Movimiento de un sitio a otro.

Transpiración: Salida de vapor de agua a través de la membrana celular de las células superficiales de las plantas, y especialmente, a través de los estomas.

Tributario: Arroyo o río secundario que desemboca o desagua en otro principal.

Trombocitopenia: Disminución del número de plaquetas en la sangre, determinando una disminución de la capacidad de coagulación.

Turba: Materia vegetal muerta y parcialmente descompuesta, generalmente formada en suelos encharcados.

U

Ultraoligotrófico: Cuerpo de agua dulce acuático que presenta muy reducida concentración de nutrientes y productividad primaria.

Umbral: Elevación del terreno que determina una diferencia de pendiente en el lecho del río.

Unión covalente doble: Enlace químico entre dos átomos, los que comparten dos pares de electrones.

Unión covalente polar: Enlace químico entre dos átomos distintos, que comparten un par de electrones; los electrones compartidos tenderán a aproximarse hacia el átomo más electronegativo, resultando en un desplazamiento de las cargas dentro de la molécula.

Unión covalente simple: Enlace químico entre dos átomos, los que comparten un par de electrones.

Unión covalente: Enlace químico entre dos átomos, los que comparten uno o más pares de electrones.

V

Vaguada: Línea que marca la parte más deprimida de un relieve geográfico, que resultaría el camino natural de las aguas naturales corrientes. Corresponde al perfil longitudinal de un río desde su nacimiento hasta su desembocadura.

Vector: Organismo capaz de transportar y transmitir un agente causante de una enfermedad desde un huésped a otro.

Vermicompostaje: Proceso de compostaje llevado por lombrices de tierra, generalmente pertenecientes a la especie *Eisenia foetida*...

Vitrificación: Tecnología de confinamiento *ex situ* de un medio sólido contaminado que utiliza a la adición de borosilicato y cal sódica, y temperaturas superiores a 1200° C para derretir y convertir residuos sólidos en vidrio y productos cristalinos, duros y resistentes a la lixiviación.

Z

Zona eufótica: Zona superior, iluminada, de los ecosistemas acuáticos, donde los organismos productores primarios pueden llevar a cabo fotosíntesis.

Bibliografía (parcial)

- ❖ APHA – AWWA - WEF, 2005. Standard Methods for the examination of water and wastewater, 21th Ed. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Federation (WEF), eds.: 1368 pp.
- ❖ ATLAS, R. M. y R. BARTHA. 2005. Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental. Pearson - Addison Wesley Ed, Madrid: 696 pág.
- ❖ DOMÍNGUEZ, E. y H. R. FERNÁNDEZ. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán: 40 pp.
- ❖ FERNÁNDEZ, H. R., F. ROMERO, M. PERALTA y L. GROSSO. 2001. La diversidad del zoobentos en ríos de montaña del noroeste de Argentina: comparación entre seis ríos. *Ecol. Austral.* 11:9-16.
- ❖ FERNÁNDEZ, H. R., F. ROMERO, M. B. VECE, V. MANZO, C. NIETO y M. ORCE. 2002. Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán - Argentina). *Limnetica* 21: 1-13.
- ❖ FERNÁNDEZ, H. R., E. DOMÍNGUEZ, F. ROMERO y M. G. CUEZZO. 2006. La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del Noroeste Argentino. Serie Conservación de la Naturaleza 16. Fundación Miguel Lillo: 36 pp.
- ❖ FERRER, L. E. CONTARDI, S. ANDRADE, R. ASTEASUAIN, A. PUCCI and J. MARCOVECCHIO. 2000. Environmental cadmium and lead concentrations in the Bahía Blanca Estuary (Argentina). Potential toxic effects of Cd and Pb on crab larvae. *Oceanologia* 43 (4): 493-504.
- ❖ FUSTER DE PLAZA, M. 1962. Una nueva especie de anchoa de las aguas argentinas, *Lycengraulis simulator* (Pisces, Engraulidae). Instituto de Biología Marina, Contribución No. 10.
- ❖ GAARDER, T. and H. H. GRAN. 1927. Investigations of the production of plankton in the Islo Fjord. *Rapp. Cons. Explor. Mer* 42: 24 -29.
- ❖ GAGNETEN, A. M. and N. CERESOLI. 2004. Efectos del efluente de curtiembre sobre la abundancia y riqueza de especies del zooplancton en el Arroyo Las Prusianas (Santa Fe, Argentina). *Interciencia* 29 (12): 702-708.
- ❖ IZAGUIRRE, I., P. DEL GIORGIO P., I. O' FARREL y G. TELL. 1990. Clasificación de 20 cuerpos de agua Andino Patagónicos (Argentina) en base a la estructura del fitoplancton estival. *Cryptogamie (Algologie)* 11: 31- 46.
- ❖ LIVINGSTON, R. J. 2006. Restoration of Aquatic Systems. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL: 417 pp.
- ❖ MANAHAN, S. E. 2001. Fundamentals of Environmental Chemistry, 8th Ed. CRC Press, LLC: 875 pp.
- ❖ NEWMAN, M. C. and W. H. CLEMENS. 2008. Ecotoxicology: A Comprehensive Treatment. CRC Press, Eds.: 880 pp.
- ❖ ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. 2007. OECD, Glossary of statistical terms: 863 pp.
- ❖ POCHAT, V. 2005. Entidades de gestión del agua a nivel de cuencas: experiencia de Argentina. CEPAL - Naciones Unidas, Santiago de Chile: 59 pp.
- ❖ PRAT, N., A. MUNNÉ, C. SOLA, N. BONADA y M. RIERADEVALL. 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58: 181-192.

- ❖ RINGUELET, R. A. 1956. Los factores históricos o geológicos en la Zoogeografía de la Argentina. *Holmbergia* 5 (11): 20 pp
- ❖ RINGUELET, R. A. 1961. Rasgos fundamentales de la Zoogeografía de la Argentina. *Physis* 22 (63): 151-170.
- ❖ RONCO, A., C. CAMILION y M. MANASSERO. 2000. Metales pesados en cuencas de la franja costera sur del Río de la Plata. *Gerencia Ambiental* 70: 856-862.
- ❖ SALINAS, G., R. MARÍN, C. HENRY, O. FORSATI y J. G. WASSON. 1999. Efecto de la materia en suspensión sobre los invertebrados bénticos de los ríos de aguas claras en las Yungas de Bolivia. *Rev. Bol. Ecol.* 6:183-186.
- ❖ SUBSECRETARÍA DE RECURSOS HÍDRICOS DE LA NACIÓN, Desarrollos de niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a nitratos y nitritos (2003 -13pp). hierro.(. 2003a - 42pp) zinc. (2004a – 46pp) mercurio. (2004b -47pp) cadmio. (2004c 47pp) plomo(2005a.- 23 pp). níquel. (2005c- 38pp.) cobre. (2005c.- 46 pp) Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente, Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación:
- ❖ SUTHERSAN, S. S. 1999. Remediation Engineering Design Concepts. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, FL: 384 pp.
- ❖ TCHOBANOGLIOUS, G., F. L. BURTON and H. S. STENSEL. 2003. Wastewater Engineering: treatment and reuse, 4th Edition. McGraw-Hill Ed, Boston: 1819 pp.
- ❖ TOWNSEND, C. R., M. BEGON and J. L. HARPER. 2008. Essentials of Ecology. Wiley – Blackwell, ed.: 532 pp.
- ❖ UNEP. 2006a. Lecciones aprendidas y buenas prácticas en la preparación de los planes nacionales de aplicación para el convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes, Informe Mundial, Contribución del Proyecto Regular del FMAM: Desarrollo de los planes nacionales de aplicación para la gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes. United Nations Environment Program, PNUMA: 27 pp
- ❖ UNEP. 2006b. New Global Chemicals Strategy Given Green Light by Governments. 9th Special Session of the Governing Council of the United Nations. Environment Programme / Global Ministerial Environment Forum. United Nations Environment Programme: 3 pp.
- ❖ U.S. ARMY ENVIRONMENTAL CENTER. 2007. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0. U.S. Army Environmental Center (<http://www.frtr.gov/matrix2/>).
- ❖ U.S. EPA. 2007. Report of the Experts Scientific Workshop on Critical Research needs for the Development of new or revised Recreational Water Quality Criteria. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Research and Development, EPA 823-R-07-006: 199 pp.
- ❖ U.S. EPA. 1986 Quality Criteria for Water: The Gold Book. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC, EPA 440/5-86-001 : 477 pp.
- ❖ U.S. EPA. 2006a. National Recommended Water Quality Criteria. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology: 25 pp.
- ❖ U.S. EPA. 2008. Terms of environment.. Glossary, Abbreviations and Acronyms . EPA 175-B-97-001: 70 pp.