

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

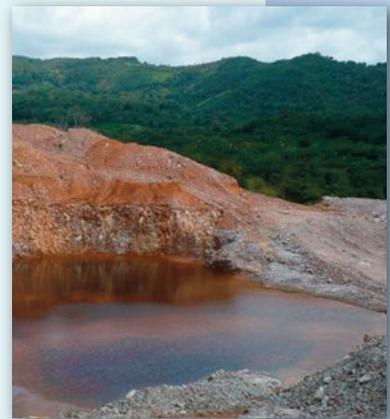
Nos referimos previamente, en el punto 4.5, a la asociación entre el pH, la acidez y la alcalinidad con la presencia y reacciones químicas del dióxido de carbono. Mencionamos los efectos de estos parámetros sobre las condiciones del medio y la biota acuática.

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 – AWWWA – 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 gruesa 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.

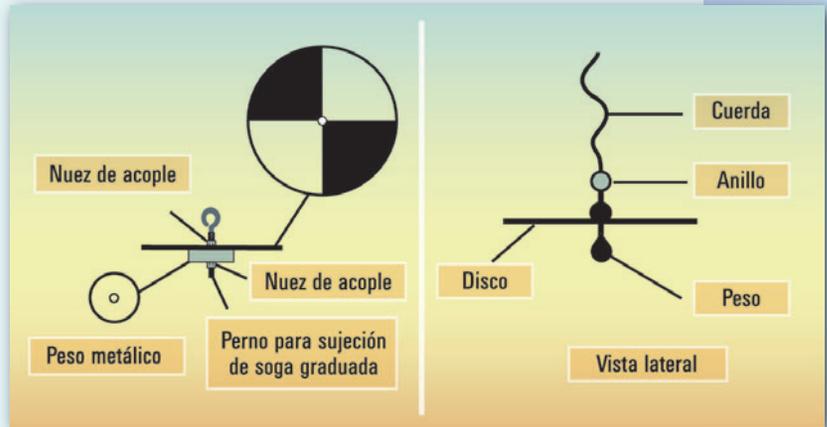


Figura 34: Disco de Secchi y sus componentes.



Figura 35: Disco de Secchi sumergido.

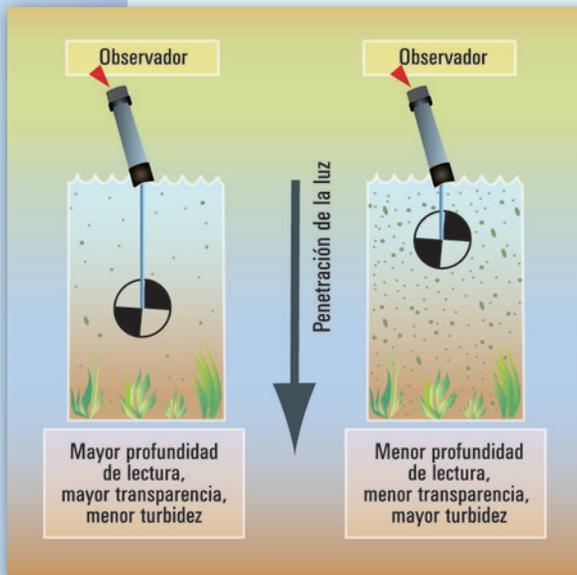


Figura 36: Medición de la transparencia del agua mediante disco de Secchi.

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 escurrimiento 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.

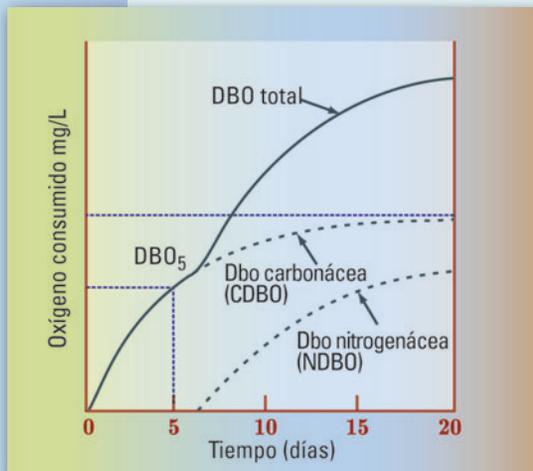


Figura 37: Esquema de la relación entre la Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea (CDBO), Demanda Bioquímica de Oxígeno Nitrogenácea (NDBO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno determinada a los cinco días de incubación (DBO_5) en una muestra de agua. Obsérvese que la actividad de nitrificación se inicia 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 – AWWWA – 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 – AWWWA – 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

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-

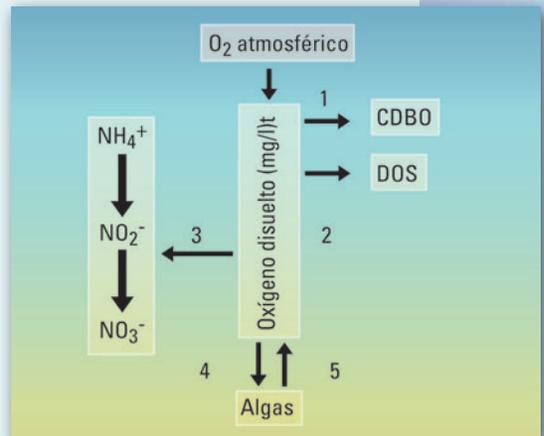


Figura 38: Relación entre los procesos de oxidación biológica y química de la materia orgánica y la concentración de oxígeno disuelto en el medio (Modificado de U.S.EPA, 2006). 1: Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea, 2: Demanda de Oxígeno en Sedimentos; 3: Nitrificación, 4: Fotosíntesis, 5: Respiración.

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 (NH_4^+), se formarán probablemente otras dos formas de cloro combinado: monocloramina (NH_2Cl) y dicloramina (NHCl_2).

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, curtimiento 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.

