CAPÍTULO IX

Evaluando la calidad del agua

Pablo Gesundheit¹, *Constantino Macías García²

¹Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510, Mexico City, Mexico.

²Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510, Mexico City, Mexico.

*maciasg@unam.mx

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-09>

RESUMEN

Este capítulo pretende proveer a practicantes no expertos con una primera introducción a los aspectos componentes de una evaluación de calidad de agua desde la perspectiva de la ecología acuática. En la primera mitad del capítulo hacemos un sumario de aspectos relevantes de carácter general, compilado mayormente a partir de fuentes en la literatura. La información contenida en esta primera parte ayudará al lector a diseñar un proyecto de evaluación de calidad de agua y a interpretar los resultados tanto de su propio muestreo como los reportados en otros estudios. En la segunda parte ofrecemos elementos encaminados a facilitar la planeación, toma de decisiones e implementación de un programa de muestreo en campo, y recomendaciones de procedimiento para las fases sucesivas de un proyecto de evaluación de calidad de agua, informadas por la literatura y por nuestra propia experiencia. Hacemos observaciones muy breves, pero importantes, sobre los retos enfrentados por investigadores que trabajan en el tema de calidad de agua en Latinoamérica y presentamos un estudio de caso que ejemplifica algunas de esas dificultades y una posible resolución.

Palabras-clave: Ecología acuática; Parámetros fisicoquímicos; Muestreo; Equipo limnológico; Índices de calidad de agua

PRIMERA PARTE: Generalidades

INTRODUCCIÓN

Es un hecho reconocido que las actividades humanas han alterado sustancialmente las propiedades de las aguas dulces en el planeta, de las cuales dependemos, junto con el resto de la biota continental, para nuestro bienestar. La asociación íntima del agua con las actividades productivas y de sostén de las sociedades humanas la exponen inevitablemente a múltiples formas de deterioro, que parecen ir, lamentablemente, en aumento. Y esto no sólo en su cantidad sino también en su magnitud. La demanda creciente por alimentos, bienes y servicios alrededor del mundo provoca una presión también creciente sobre las aguas del planeta. Todo lo anterior hace cada vez más necesario contar con evaluaciones confiables y oportunas de la calidad del agua, particularmente en sitios y cuerpos de agua en proximidad de la influencia humana. Como objetivo de este capítulo los autores hemos fijado proveer un panorama general de las consideraciones necesarias en un programa de evaluación de calidad de agua. Resultaría poco viable, si no es que imposible, pretender revisar todas las posibles formas de alteración en la calidad del agua y la manera de evaluarlas en el espacio limitado de este trabajo; más aún si consideramos que estas pueden ocurrir en muy diversos ambientes acuáticos, con distintos resultados. Para el investigador no experimentado, la evaluación de la calidad del agua puede presentar retos técnicos, de procedimiento, de análisis, e interrogantes de diversa índole que este capítulo pretende ayudar a solventar. Tenemos al mismo tiempo la intención de presentar conceptos fundamentales y proveer un sustento teórico básico necesario para el entendimiento del tema. Los autores esperamos que este capítulo sea de utilidad sobre todo para practicantes no experimentados, incluyendo a estudiantes de grado y posgrado trabajando en el campo de calidad de agua quizás por primera ocasión.

El tema de calidad de agua se vincula a un gran número de áreas de actividad humana. Como tal, resulta de interés para una diversa gama de profesionistas, que incluye pero posiblemente no se limite a agrónomos, zootecnistas, médicos, profesionistas del sector de salud pública, planificadores

urbanos, químicos, ingenieros, geólogos, geógrafos, sociólogos y por supuesto hidrólogos, limnólogos, ecotoxicólogos y biólogos. El enfoque que adoptamos aquí es el de la biología y ecología acuáticas. Es decir, consideramos las propiedades del agua en relación al funcionamiento de los ambientes acuáticos y al mantenimiento de las condiciones vitales para la biota acuática. Nos orientamos en especial hacia las comunidades animales viviendo en los ecosistemas acuáticos o asociadas a ellos. Es sin embargo cada vez más difícil tratar el tema de calidad de agua sin hacer referencia a las afectaciones a la salud humana por su contaminación y deterioro, lo que hacemos de manera puntual en lugares conducentes. Resultaría también difícil, incluso inconveniente, intentar separar los aspectos ecológicos de la calidad del agua de los aspectos geográficos, limnológicos y humanos fundamentales para la misma, salvo como recurso explicativo.

Los Contaminantes del Agua

Los diversos usos que los humanos hacemos de las aguas dulces frecuentemente alteran sus características en alguna forma. La adición a ellas de sustancias ajenas suele alterar sus propiedades físicas, químicas o biológicas. Esta distinción constituye en sí un esquema útil, si bien elemental, para clasificar a los diversos contaminantes del agua (ver Tab. 1). Dedicamos más espacio a los contaminantes químicos por ser estos, por mucho, los más diversos y abundantes.

Tab. 1. Esquema básico de clasificación de contaminantes del agua.

Tipo de contaminantes	Ejemplos
Físicos	<i>partículas de tierra y materia no soluble</i> <i>microplásticos</i> <i>energía térmica</i>
Químicos	<i>desechos municipales y agropecuarios</i> <i>fertilizantes</i> <i>pesticidas</i> <i>hidrocarburos</i> <i>solventes orgánicos</i> <i>metales pesados</i> <i>drenaje ácido de minas</i> <i>lixiviados de rellenos sanitarios</i> <i>fármacos y derivados</i>
Biológicos	<i>virus</i> <i>bacterias</i> <i>protozoarios</i>

Para ciertos fines como la detección puntual de compuestos contaminantes, el entendimiento en detalle de su modo de acción y, en su caso, la aplicación de algún método de remoción, podría ser deseable una clasificación de los contaminantes acuáticos basada en su naturaleza química precisa, pero para la generalidad de las evaluaciones posibles tal especificidad resulta innecesaria. Una posible clasificación de carácter práctico de los contaminantes químicos del agua se presenta a continuación, con notas sobre cada categoría. Pueden encontrarse en la literatura clasificaciones distintas,

que invitamos al lector a revisar (Ghangrekar y Chatterjee, 2018). Como podrá notarse, las categorías propuestas en este esquema no son mutuamente excluyentes, de manera que algunos contaminantes pueden pertenecer a más de una de ellas. Más abajo se presentan una clasificación de los contaminantes físicos del agua y un breve comentario acerca de los contaminantes biológicos del agua.

Clasificación práctica de los contaminantes químicos del agua

- *Descargas de desechos humanos (descargas municipales) y animales (descargas pecuarias y similares).* Las descargas municipales y pecuarias son ricas en compuestos nitrogenados y por ende fuentes de nitrógeno, así como de fósforo. Las descargas municipales por añadidura suelen contener jabones y detergentes, y una miríada de sustancias de uso doméstico y comercial. Los detergentes son más dañinos que los jabones por ser en términos generales menos biodegradables, en varios casos fuentes de fósforo, e inhibir la oxidación de sustancias orgánicas en el medio. Contienen también compuestos conocidos como surfactantes que pueden incrementar la toxicidad de ciertos compuestos presentes en el agua (Olkowska et al., 2014; Jardak et al., 2016) y que provocan la formación de espuma, que en muchos casos puede ser apreciada a simple vista sobre la superficie (Fig. 1). Esta espuma actúa como una barrera obvia en la interfaz agua-aire y entre los medios acuático y terrestre, y actúa también como una trampa para insectos terrestres (Rebello et al., 2014). En algunos casos las espumas pueden extenderse por largos tramos sobre la superficie de los ríos, en la forma de líneas de espuma .

Fig. 1. Espuma producida por la contaminación urbana e industrial en el río Grande de Santiago, cerca de la ciudad de Juanacatlán, en el estado de Jalisco, México. a, b) espuma generada por turbulencia, c) línea de espuma sobre el río, d) espuma volatilizándose. *Fotografías tomadas entre diciembre del 2011 y febrero del 2012 por el autor (Pablo Gesundheit).*

Dependiendo del caso particular, las descargas municipales y pecuarias pueden ser tratadas completa o parcialmente en una planta de tratamiento antes de ser vertidas a los cuerpos de agua receptores. Frecuentemente, las descargas son vertidas directamente sin modificación.

- **Fertilizantes.** Los fertilizantes son compuestos químicos usados de manera intensiva en la agricultura y en menor medida en la jardinería, formulados para liberar en la tierra nutrientes indispensables para el crecimiento y desarrollo de plantas bajo cultivo. Los nutrientes más importantes añadidos por esta vía son el nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y azufre (S). Una vez que los fertilizantes aplicados, pero no absorbidos, en un campo de cultivo o prado alcanzan un cuerpo de agua, producen el efecto para el que fueron diseñados, proveyendo de nutrientes a los organismos fotosintéticos presentes— plantas, algas macroscópicas y fitoplancton, que responden aumentando en cantidad y biomasa.

- *Plaguicidas o biocidas*. Los plaguicidas o biocidas son un conjunto de compuestos tóxicos, utilizados principalmente en la agricultura, que han sido diseñados para matar plantas (herbicidas), insectos (insecticidas), hongos (fungicidas) u otros organismos no deseados. Estos compuestos, que varían en su toxicidad y especificidad, arriban a los cuerpos de agua de distintas formas, pero una de las más importantes es la agricultura. La regulación de estos compuestos por las normatividades ambientales locales es variable entre regiones y países, y las normatividades en algunos países de Latinoamérica pueden mostrar omisiones y rezago relativos a sus contrapartes en Europa y Norteamérica (IANAS, 2019).
- *Fármacos*. Existen diversos compuestos utilizados como drogas o medicamentos en humanos y animales que alcanzan a los cuerpos de agua a través de las descargas municipales después de ser excretados, reteniendo en mayor o menor medida sus capacidades fisiológicas. Entre los más comunes se encuentran los antibióticos, las drogas psiquiátricas o psicotrópicas y las drogas con actividad hormonal, llamadas en este contexto disruptores o interruptores endócrinos. Estos compuestos de diversa índole tienen efectos igualmente diversos sobre los organismos que son expuestos a ellos. Los antibióticos liberados al medio acuático pueden disminuir poblaciones bacterianas naturales, y también inducir la aparición de cepas de patógenos resistentes (Grenni et al., 2017; Wang et al., 2018). El fenómeno de la resistencia también ha sido observado en herbicidas como el glifosato, en cuyos casos se vuelve necesaria la aplicación de cantidades mayores, o de herbicidas complementarios (Nandula et al., 2005; Beckie, 2011). Las drogas psiquiátricas tienen la capacidad de modificar el comportamiento de los organismos expuestos a ellas, frecuentemente con consecuencias desfavorables. Por ejemplos, la fluoxetina, un fármaco antidepresivo de uso común y que contamina las aguas de muchos países, afecta la conducta de escape frente a depredadores en los peces mosquito, *Gambusia holbrooki* (Martin et al., 2017), y tiene varias consecuencias adversas sobre la conducta social del ciprinido *Pimephales promelas*. Se ha demostrado que las benzodiazepinas, componentes de drogas ansiolíticas, afectan negativamente el comportamiento de la perca europea, *Perca fluviatilis*, y el ibuprofeno, droga

antiinflamatoria de uso muy extendido, inhibe la conducta de cortejo del pez cebra, *Danio rerio* (Brodin et al., 2014). Otro conjunto de sustancias, los interruptores endócrinos, tienen efectos sobre el sistema endócrino de los organismos silvestres. Los estrógenos en particular, contenidos en los anticonceptivos femeninos, han mostrado tener efectos feminizantes sobre peces y anfibios macho expuestos a ellos. Estos pasan por efectos conductuales y genéticos, deficiencias en el desarrollo del sistema reproductor, y en algunos casos hasta inversión completa del sexo de los individuos, con las consecuencias demográficas negativas que estos cambios implican (Matthiessen y Sumpter, 1998; Milnes et al., 2006).

- *Otros contaminantes de origen industrial.* Existe una gama amplísima y creciente (Geissen et al., 2015; Liu et al., 2019) de compuestos producidos por procesos industriales, tales como solventes orgánicos, hidrocarburos, asbestos y metales, que constantemente arriban a los cuerpos de agua, de manera accidental o deliberada. Las distintas industrias, como son la industria manufacturera, papelera, química y de colorantes, de la fundición, extractiva, de hidrocarburos, de curtiduría, y farmacéutica, entre otras, contribuyen todas con contaminantes producto de sus procesos particulares. Pueden incluirse en esta categoría a los lixiviados de rellenos sanitarios, que son mezclas de compuestos generados por la percolación del agua a través de los desechos expuestos, y al drenaje ácido de minas, compuesto por los escurrimientos de soluciones ácidas provenientes de rocas precursoras de ácido que han sido expuestas a la lluvia por actividad minera. La mayoría de estos compuestos son tóxicos en alguna medida y dentro de ellos se encuentran agentes mutagénicos, teratogénicos y carcinogénicos (ver e.g. Rabbani et al., 2009).

Contaminantes físicos del agua

- *Partículas de suelo y tierra.* El terreno adyacente a los cuerpos de agua es una fuente natural de materia particulada, que se incorpora a estos por efecto de los procesos erosivos, ya sea arrastrada por el viento, o por el flujo de agua sobre el suelo después de las lluvias. Después de llegar a la superficie de los cuerpos de agua, las partículas de suelo y tierra se hunden, atravesando la columna de agua para incorporarse eventualmente a los sedimentos en el

fondo. Este es un proceso natural mediante el cual materia y nutrientes exógenos se incorporan a la carga de sólidos de los cuerpos de agua. Sin embargo, bajo condiciones de erosión acelerada, inducida por actividad humana, la cantidad de partículas suspendidas y la tasa de sedimentación en un cuerpo de agua pueden aumentar al punto de provocar cambios adversos en el ecosistema. Un exceso de partículas suspendidas y en proceso de sedimentación puede provocar un aumento en la turbidez del agua, la obstrucción de los conductos de los organismos filtradores y las branquias de los peces, así como una disminución en la supervivencia de huevos depositados sobre el lecho y de larvas de vida libre (Dalu et al., 2017; Liñán-Cabello et al., 2016). Los procesos erosivos del suelo pueden aumentar en zonas agrícolas como consecuencia de la pérdida de la cobertura vegetal y remoción de la tierra. De manera similar, la remoción de cobertura vegetal para el trazado de caminos y las modificaciones del terreno que llevan a cabo las operaciones mineras pueden derivar en un incremento en la carga de sedimentos de los cuerpos de agua pendiente abajo de estas actividades (Bilby et al., 1989; Krishnaswamy et al., 2006; Bonta, 2007).

- *Microplásticos.* Una forma emergente de contaminación física es la contaminación por microplásticos, que son definidos como partículas y fibras (microfibras) de plástico con un tamaño menor a 5 mm. Los microplásticos provienen de la degradación física y abrasión de productos plásticos y fibras sintéticas producidas por la industria textil. Estos contaminantes han sido mejor estudiados en los océanos y son de más reciente detección en los sistemas de agua dulce. Han sido detectados y cuantificados tanto en la columna de agua como en los sedimentos, pero su estudio es aún relativamente incipiente. Es de particular importancia determinar cuáles pueden ser sus efectos sobre la biota acuática (ver Koelmans et al., 2019; Erkes-Medrano et al., 2015; Wagner et al., 2014) y la salud humana.

- *Otros contaminantes.* En las zonas urbanas y periurbanas puede esperarse que las partículas que llegan a los cuerpos de agua incluyan también polvo y otros materiales contaminantes diversos. Una fuente de contaminantes a considerarse en zonas con una densidad alta de vías y autopistas es la escorrentía de carretera (*highway runoff*), compuesta tanto por partículas

sólidas como por aceites, gasolina, y demás sustancias depositadas sobre el asfalto por los automóviles, que después son arrastradas hasta los cuerpos de agua por los escurrimientos superficiales (Barrett et al., 1998; Kayhanian et al., 2012).

- **Contaminación térmica.** En los cuerpos de agua existe también la posibilidad de contaminación térmica, que es el cambio en la temperatura normal del agua debido a aportes de agua con temperaturas distintas a las del cuerpo receptor. Un caso bien conocido es el de la liberación de aguas más calientes que se han utilizado para enfriar plantas de generación de energía (Verones et al., 2010; Pires-Teixeira et al., 2009). Sin embargo, la modificación del régimen térmico entero de los ríos represados, como consecuencia de la liberación de volúmenes de agua de distintas temperaturas en distintos momentos durante su manejo (ver Olden y Naiman, 2010) puede ser un caso más frecuente y de mayor relevancia.

Contaminantes biológicos del agua

Las descargas orgánicas al medio acuático son medios propicios para el desarrollo y propagación de microorganismos patógenos, incluyendo virus, bacterias y protozoarios, que pueden afectar al ser humano o animales. La contaminación biológica del agua es un problema de salud pública serio en ciertas localidades y países. Las enfermedades provocadas por microorganismos acuáticos incluyen a la disentería, enteritis y gastroenteritis, fiebre tifoidea, cólera, tuberculosis y parálisis infantil, entre otros trastornos graves (Ford y Hamner, 2018). Debemos considerar aquí también a las cianotoxinas, potentes toxinas producidas por distintos grupos de cianobacterias, notablemente especies en el género *Microcystis*. Estas toxinas pueden resultar letales para la fauna acuática y otros animales expuestos a ellas, resultando frecuentemente en muertes masivas de peces. Si el cuerpo de agua es un suministro de agua potable, o si se cultivan en él especies para consumo humano, la contaminación por cianotoxinas puede también ser un problema de salud pública. Los eventos de intoxicación y mortalidad por cianotoxinas se ven potenciados por la ocurrencia de florecimientos algales

(*algal blooms*, ver Merel et al., 2013; ver también sección sobre agricultura y eutrofización).

Origen y destino de los contaminantes

En todos los casos de contaminación tanto química como particulada, resulta de interés identificar el origen, transporte intermedio y destino final de los contaminantes. Al considerar el origen, una distinción fundamental es aquella entre fuentes puntuales y difusas de contaminación. Las primeras se refieren, como su nombre lo sugiere, a fuentes discretas que pueden ser localizadas de manera precisa en el espacio, mientras que las segundas son aquellas que no pueden ser precisamente localizadas ni delimitadas. Las fuentes puntuales suelen ser tubos o canales de descarga, por los cuales se vierten directamente desechos municipales, agropecuarios o industriales a los cuerpos de agua receptores. Las fuentes difusas en cambio son áreas o extensiones de terreno a partir de las cuales se movilizan contaminantes del medio terrestre hacia el acuático, frecuentemente arrastrados por el agua después de las lluvias, ya sea por escurrimiento o infiltración. Un caso típico son los campos de cultivo. En términos generales, los desechos municipales e industriales se incorporan a los cuerpos de agua a partir de fuentes puntuales, mientras que los contaminantes producto de la agricultura suelen incorporarse al medio acuático a través de fuentes difusas.

Una vez en los cuerpos de agua, los contaminantes pueden permanecer preferentemente en el medio acuoso o incorporarse a los sedimentos, de acuerdo a sus propiedades fisicoquímicas (Milligan y Law, 2013; Adamu et al., 2015), lo que supone una exposición diferencial en los distintos grupos taxonómicos y funcionales de organismos en el ecosistema, de acuerdo a su uso de hábitat. Después de ser liberados al medio, los contaminantes pueden sufrir modificaciones en su estructura y propiedades químicas. Los compuestos químicamente inestables son referidos como compuestos lábiles, y dentro de ellos se reconoce principalmente a los compuestos termolábiles y fotolábiles, cuyas estructuras cambian con la exposición a altas temperaturas y a la luz, respectivamente. Existen también, por otro lado, contaminantes persistentes, con capacidad de permanecer por largos periodos en el medio sin

sufrir degradación. En el contexto de la estabilidad y persistencia de los contaminantes son importantes la penetración de luz en la columna de agua, y la química tanto del medio acuoso como de los sedimentos –en particular su pH y potencial redox. En el caso de los sedimentos es también importante la frecuencia de resuspensión de los mismos (Adamu et al., 2015; Quesada et al., 2014; Caballero-Viñas et al., 2017). Desde los puntos de vista biológico y ecológico es muy relevante conocer, o en su caso determinar, si un contaminante particular está siendo incorporado en los tejidos vivos, vegetales o animales, lo que es propiamente llamado bioacumulación. En dado caso, es importante determinar las concentraciones que puede alcanzar, su toxicología y su capacidad de transportarse a través de la red trófica. Algunos contaminantes tienen la propiedad de amplificarse, es decir, incrementar su concentración en tejidos, conforme pasan a niveles superiores de la red trófica, fenómeno conocido como biomagnificación. Los contaminantes bioacumulables pueden potencialmente trascender el medio acuático vía organismos terrestres asociados a este, y también presentar riesgos a la salud humana si se incorporan a los tejidos de organismos consumidos como alimento (Ali y Khan, 2018; Xie et al., 2017). Un ejemplo es el del pejerrey argentino (*Odontesthes bonariensis*), una especie que sustenta pesquerías importantes en Argentina y otras regiones de Sudamérica. Monroy et al. (2014) reportaron concentraciones altas de cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd) y mercurio (Hg) en esta y en tres especies más en el lago Titicaca, mientras que Griboff et al. (2018) han reportado concentraciones apreciables de selenio (Se), plata (Ag) y plomo (Pb) en esta especie en la provincia argentina de Córdoba.

Agricultura y eutrofización

La agricultura es el modificador de la calidad del agua más importante a nivel mundial (Moss, 2008; Mateo-Sagasta et al., 2018). Como ha sido señalado en una sección previa, las prácticas agrícolas son responsables de la liberación de pesticidas y fertilizantes en los ambientes acuáticos, así como de incrementos en las tasas de sedimentación. En los párrafos siguientes nos enfocamos en particular en los efectos de la adición de fertilizantes en los cuerpos de agua.

Los cuerpos de agua son sistemas abiertos. Todos los cuerpos de agua reciben constantemente, de manera natural, materia proveniente del exterior en forma de material orgánico de origen animal y vegetal. También se integran a ellos materiales inorgánicos como partículas de tierra, sustancias disueltas en los escurrimientos y compuestos que arriban por depósito atmosférico. Las rocas en contacto directo con el agua ceden también compuestos al medio lentamente mediante el proceso de disolución. Entre estos diversos compuestos se encuentran los nutrientes esenciales para los organismos fotosintéticos acuáticos, que constituyen la base de la red trófica en el sistema y dentro de los cuales es de especial importancia el fitoplancton. La incorporación de nutrientes a un cuerpo de agua es naturalmente variable a través del tiempo. Si la incorporación de sustancias nutritivas o enriquecimiento de nutrientes en el cuerpo de agua es, durante un cierto periodo de tiempo, de una magnitud suficiente, lo puede conducir a un proceso natural de eutrofización, dentro de límites considerados dentro de la variación normal que experimentan los sistemas ecológicos. A partir sobre todo de la segunda mitad del s. XX, con el advenimiento de la Revolución Verde, el uso de fertilizantes alrededor del mundo se ha incrementado de manera sustancial. Esta circunstancia ha tenido como consecuencia un incremento igualmente sustancial en las concentraciones de nutrientes en los cuerpos de agua del planeta, que en última instancia son las mismas sustancias contenidas en los fertilizantes. Hablamos principalmente de compuestos nitrogenados y fosforados, y en tercer término, compuestos de potasio. La aplicación extendida de fertilizantes ha conducido a procesos de eutrofización en un gran número de sistemas acuáticos, de manera más clara en las zonas del mundo cultivadas intensivamente, en Europa, China, India y los EUA. Para distinguir a este fenómeno de origen humano de aquel que ocurre de forma natural, en esencia el mismo, se utiliza el término *eutrofización cultural*.

El fenómeno de eutrofización cultural, diagnosticado primero en el mundo desarrollado a partir de las décadas de los 60 y 70, ha sido contrarrestado ahí con ciertos resultados, en términos generales, pero persiste como un problema de gran escala en el manejo de los recursos acuáticos. En países no desarrollados, es posible que aún no alcance su dimensión máxima y

se prevee cobre mayor importancia en el futuro cercano (Smith y Schindler, 2009; Chislock et al., 2013). En Latinoamérica, podemos señalar como ejemplos a los lagos de Chapala, Cuitzeo y Pátzcuaro en México; y las presas Armando Ribeiro Gonçalves, Pampulha, e Ibirité en Brasil, entre muchos otros cuerpos de agua artificialmente eutrofizados (Parra et al., 2003; González y Roldán, 2019).

La eutrofización supone un incremento apreciable en la productividad de un cuerpo de agua. Comienza por el incremento en la biomasa de algas y fitoplancton, un fenómeno llamado florecimiento algal. Los florecimientos algales pueden ser explosivos. En estos casos son muy conspicuos, visibles incluso en imágenes aéreas y satelitales, si el cuerpo de agua es de tamaño suficiente (Fig. 2).

Los florecimientos ponen en marcha una serie de cambios desfavorables en el ecosistema, que pasan por el deterioro en la calidad estética del cuerpo de agua, cuya agua se torna verde, la emanación de un olor desagradable, la liberación de toxinas al medio (ver más arriba), el agotamiento del oxígeno disponible, cambios en la estructura comunitaria, y eventualmente pérdida de diversidad y si existen, colapso de las pesquerías. La productividad de un cuerpo de agua puede estimarse indirectamente a través de propiedades del agua como la transparencia, la concentración de nutrientes disueltos, la concentración de clorofila y la densidad de fitoplancton, todas relacionadas entre sí (ver Apéndice A). La estimación de su productividad puede después utilizarse para asignar al cuerpo en cuestión a una categoría de estado trófico. Las categorías tróficas comúnmente reconocidas o empleadas para clasificar a los cuerpos de agua son, en orden de menor a mayor productividad: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, e hipereutrófico. La tendencia de muchos cuerpos de agua del planeta a desplazarse hacia un estado trófico de mayor productividad, como consecuencia del incremento de nutrientes, ha sido bien documentada (e.g. Rathore et al., 2016).

Fig. 2. Lago de Chapultepec, en el parque urbano del mismo nombre, en el oeste de la Ciudad de México, en visible estado de eutrofización. Este pequeño lago es un atractivo turístico y uno de los últimos ambientes relicto del pez amenazado *Girardinichthys viviparus*. Imagen tomada de Google Earth®.

Para concebir adecuadamente la magnitud del impacto de la agricultura sobre el planeta, consideremos que aproximadamente 51 millones de km² de tierra, lo que equivale a un 50% del área habitable total, están dedicados a este fin (McRae, Freeman, y Marconi, 2016). Por contraste, las áreas urbanizadas del planeta ocupan apenas 1.5 millones de km², o un 1.4%. Aún más informativo resulta examinar la alteración de los ciclos del nitrógeno y fósforo, en términos cuantitativos, a escala global. Estimaciones recientes compiladas por Fowler et al. (2013) sugieren que la fijación total anual de nitrógeno en el planeta por actividades humanas en la actualidad es incluso ligeramente mayor que la fijación total por procesos biológicos (210 Tg N*año⁻¹ vs. 203 Tg N*año⁻¹ en el 2010), lo que quiere decir que la agricultura industrializada ha provocado prácticamente la duplicación de la cantidad de nitrógeno que circula a través de su ciclo biogeoquímico en la Tierra. De acuerdo a estos mismos estimados, aproximadamente 120 Tg N ($\approx$ 57%) del total fijado por actividades humanas corresponden a la producción de fertilizantes y 60 Tg N más a fijación natural

inducida por agricultura. Entre 50 y 70 Tg N podrían estarse lixiviando desde los suelos agrícolas a los sistemas de agua dulce anualmente. Beusen et al. (2016) estiman una cantidad similar (64 Tg) en el caso del nitrógeno, y 9 Tg en el caso del fósforo, hacia fines del s. XX. Mekonnen et al. (2017) han estimado un flujo menor de fósforo, aproximadamente de 1.5 Tg anuales a partir de fuentes antropogénicas, en el periodo 2002-10.

Limnología

Es por supuesto necesario considerar las propiedades limnológicas de los cuerpos cuya agua será analizada. Los cuerpos lénticos –lagos, lagos someros y pozas, y los cuerpos lóticos –ríos y arroyos, pueden presentar diferencias inherentes en la calidad de sus aguas (Kalff, 2002, ver también e.g. Sharma y Giri, 2018; Wan Maznah et al., 2018), que deberán ser tomadas en cuenta, sobre todo en un estudio que los incluya a ambos. Como un ejemplo, los lagos someros del centro de México suelen ser naturalmente turbios debido al mezclado constante de su columna de agua (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010). En un estudio que incluyó tanto cuerpos lénticos como lóticos en esta región, Gesundheit y Macías García (2018) verificaron una turbidez considerablemente mayor en los cuerpos lénticos que en sus contrapartes lóticos ($86.8 \text{ UNT} \pm DE$, $n = 19$; $28.8 \text{ UNT} \pm DE$, $n = 43$), probablemente asociada al motivo reportado en el trabajo citado. Más aún, dentro del conjunto de cuerpos lacustres en esta región encontramos diferencias inherentes claras entre los lagos someros mencionados, más numerosos y de los que son los más importantes los lagos de Chapala, Cuitzeo, y Pátzcuaro; y el lago de Zirahuén, más profundo y único en presentar estratificación (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010). Diferencias como la notada en la turbidez podrían conducir a interpretaciones erróneas si se ignora su base limnológica (e.g. aducir los valores mayores de turbidez enteramente a factores de actividad humana). Adicionalmente a las diferencias naturales que puedan encontrarse entre tipos de cuerpos de agua bajo condiciones normales, estos pueden responder de distinta manera a disturbios como la contaminación u otros modificadores debido a diferencias en propiedades como el tiempo de retención, la cantidad de sedimentos presentes y la penetración de luz, entre otras (Kalff, 2002; op. cit.).

SEGUNDA PARTE: Métodos y aplicaciones

Planeación, aspectos espaciales y temporales

El estudio de la calidad del agua en un sitio o región de estudio expondrá al practicante a un espectro amplio de consideraciones que deberán hacerse y que pueden incluir, de manera no exhaustiva, a la química del agua, al régimen de lluvias, a la pedología, geología e hidrogeología locales o regionales, la fisiología de los organismos implicados, la naturaleza de las descargas y plantas de tratamiento de agua residual, si las hubiere, las distintas coberturas y usos de suelo, y la normatividad ambiental pertinente. Resulta aparente que un proyecto de investigación difícilmente podrá cubrir exhaustivamente todos los aspectos relacionados con la calidad del agua en un sitio o región. Pero la definición oportuna y clara de los objetivos centrales del estudio podrá orientarlo y acotar las metodologías y necesidades. Frecuentemente no será necesario profundizar en todos los aspectos mencionados, si bien siempre resulta conveniente tomarlos en cuenta de manera general. Durante la concepción del proyecto, el investigador deberá definir cuáles serán los objetivos fundamentales de la evaluación que se llevará a cabo. Deberá ser claro por ejemplo si la evaluación será el fin último de la investigación, o si esta será utilizada para responder a una pregunta posterior, y si la evaluación se ubicará dentro del campo de acción de la limnología o de la ecología o biología acuáticas, entre otras aproximaciones posibles. En este último caso será pertinente determinar si la evaluación estará dirigida a la condición del ecosistema acuático en general o si se centrará en un grupo particular como pueden ser los peces, invertebrados acuáticos, crustáceos, plantas acuáticas, o incluso si se centrará en especies individuales. Después de responder a estas preguntas básicas, el investigador podrá plantearse una segunda serie de preguntas para orientar su programa de muestreo. En los términos más simples estas preguntas pueden reducirse a *qué medir, dónde medirlo, cuándo hacerlo y cómo hacerlo*. La primera pregunta se refiere a la elección de los parámetros fisicoquímicos y biológicos del agua a ser medidos, que estarán en función del grupo o grupos biológicos focales y de la pregunta de investigación. Para guiar esta elección, habrá que atender a la información

que las distintas propiedades del agua revelan, por sí solas o en combinación con otras, acerca de las condiciones ecológicas y limnológicas de un cuerpo de agua. Es importante hacer énfasis en que los parámetros a medirse deben responder a las preguntas de investigación, y no en el sentido opuesto. Puede decidirse de antemano utilizar un índice de calidad de agua preexistente por conveniencia, requerimiento, o con la intención de comparar resultados con estudios previos; y en este caso la elección de parámetros estará dada por el mismo. Un índice preexistente puede aplicarse directamente a un estudio, o también ser modificado para ajustarse a las necesidades específicas de un proyecto, si su diseño lo permite (ver sección sobre índices de calidad de agua más abajo). Presentamos una lista de los parámetros más comúnmente utilizados en las evaluaciones del agua orientadas hacia la ecología acuática, su definición, una explicación breve de su importancia, y formas de medición más comunes (Apéndice A). Si el lector desea profundizar en su entendimiento de estos parámetros, podrá consultar la literatura especializada en la química del agua.

La segunda pregunta se refiere a lo que de manera formal constituye la escala espacial de la evaluación: ¿Se busca caracterizar la calidad del agua en una cuenca hidrográfica, en varias de ellas, o en alguna otra entidad espacial o geográfica? ¿Se pretende caracterizar uno o más cuerpos de agua enteros, una sección (e.g. la sección oeste de un lago, la mitad inferior de un río), o una zona de los mismos (e.g. la zona litoral de un lago)?

De manera general, mientras más grande y heterogéneo sea un cuerpo de agua, mayor será el número necesario de puntos de muestreo para asegurar representatividad. Las condiciones fisicoquímicas en un cuerpo de agua pueden mostrar una heterogeneidad espacial considerable (e.g. Alcocer y Bernal-Brooks, 2002) y si existe información acerca de la misma, deberá ser tomada en cuenta con este fin. Desafortunadamente, para muchos sistemas y cuerpos de agua fuera de las zonas templadas frecuentemente no existen aún estudios descriptivos suficientemente detallados, que pudieran guiar decisiones de este tipo.

Las cuencas hidrográficas constituyen unidades naturales en el estudio, monitoreo, y en su caso intervención de las aguas superficiales, y

cuencas distintas pueden tener calidades de agua naturalmente distintas aun cuando sean geográficamente contiguas, así como estar sujetas a distintos procesos e intensidades de alteración humana. Resulta por ello conveniente conocer las propiedades generales de la cuenca hidrográfica en la que se encuentra el cuerpo o cuerpos de agua bajo estudio. Es también informativo determinar la ubicación zonal de los puntos de muestreo dentro de la cuenca. En términos gruesos, estos pueden encontrarse en la parte alta, media o baja de la cuenca, y existen gradientes naturales en las propiedades del agua entre las partes altas y las bajas. En general, las aguas en las partes altas de una cuenca fluyen más rápido, son más frías y mejor oxigenadas, más transparentes, y con menor cantidad de nutrientes, sales y materia suspendida que las aguas de las partes bajas. Predominan en ellas los procesos erosivos, mientras que en las partes bajas predominan los procesos de depósito. Dentro de un río o corriente de agua, estos gradientes fisicoquímicos se ven reflejados en un gradiente ecológico en el tipo de organismos que habitan distintos segmentos del mismo y por consecuencia en las comunidades que conforman (Vannote et al. 1980). Como consecuencia de la estructura dendrítica de las corrientes dentro de una cuenca, las aguas en cualquier punto de la misma tienen influencia de los procesos, naturales y antrópicos, que ocurren aguas arriba de este. De manera que las condiciones en las partes bajas son en buena medida resultado de los efectos acumulados de procesos que ocurren en las partes altas y medias (Fig. 3). La caracterización geográfica de las cuencas en el área de estudio y georreferenciación (incluyendo la elección) de los puntos de muestreo podrán ser llevados a cabo usando cartografía impresa de la zona, así como imágenes aéreas y de satélite. Estos insumos pueden ser complementados también con el uso de un sistema de información geográfica (SIG).

Fig. 3. Puntos hipotéticos de muestreo en una cuenca hidrográfica exorréica: A – zona alta, B – zona media, C – zona baja. D – desembocadura al mar. La calidad del agua en diferentes puntos de la cuenca será afectada por las distintas actividades humanas y coberturas de suelo río arriba.

Para capturar la variabilidad en la columna de agua, más relevante en lagos con estratificación, pueden hacerse determinaciones en muestras de agua colectadas a distintas profundidades o utilizarse sensores sumergibles. En el primer caso puede utilizarse una botella de Van Dorn, Kemmerer, Niskin o Ruttner para recolectar las muestras (variantes ligeras de un mismo diseño; Fig. 4). En el segundo caso, existen distintos sensores o sondas disponibles comercialmente, que permiten obtener el perfil completo de una o más variables desde la superficie hasta el fondo o hasta una profundidad determinada (Fig. 5).

Fig. 4. Botellas de a) Ruttner y b) Van Dorn para toma de muestras de agua a profundidad. El mecanismo de las botellas permite su cierre de manera remota.
Imágenes cortesía de Aquatic BioTechnology, S.L.

Al planearse el aspecto espacial de un plan de muestreo debe considerarse la accesibilidad de los cuerpos de agua, y esto en relación con las capacidades logísticas del proyecto. Los cuerpos como arroyos, manantiales, ríos pequeños y pozas suelen ser accesibles en su totalidad sin la ayuda de medios adicionales. Las orillas de ríos medianos y grandes, así como la zona litoral de lagos y embalses pueden ser, en general, también muestreados sin necesidad de equipo adicional, pero cuerpos como estos podrán ser muestreados de manera más completa solamente usando botes, lanchas u otros medios similares. En estos casos será necesario también un equipo de muestreo con más integrantes. En cualquier caso, se puede hacer uso de

puentes, muelles y de cualquier estructura que facilite el acceso al cuerpo de agua, para lo que previamente a la elección de los puntos de muestreo pueden consultarse los mapas e imágenes remotas de la zona.

Fig. 5. Ejemplos de equipo usado para determinar la calidad del agua. a) Medidor manual multiparámetro y sonda, b y c) Boyas para registro automatizado de parámetros de calidad del agua, d) Pontón para registro del perfil vertical de parámetros fisicoquímicos del agua. *Imágenes cortesía de YSI, una marca registrada de Xylem Inc.*

Más arriba se expuso la diferencia entre fuentes puntuales y difusas de contaminación. Durante el muestreo en campo, es recomendable identificar las fuentes puntuales. Si el objetivo de una medición es registrar valores representativos de un parámetro en un área, deberán evitarse puntos próximos a fuentes puntuales, pues probablemente se obtengan lecturas o determinaciones anómalas. Si por el contrario se busca detectar la presencia de contaminantes específicos, particularmente de sustancias de origen industrial, entonces sí resulta conveniente tomar muestras cercanas a la fuente. En los diseños de muestreo encaminados a mostrar la manera en que algún parámetro de calidad se comporta en el espacio, deben ser consideradas las fuentes puntuales de contaminantes si es que afectan los valores de los

parámetros. Por ejemplo, en diseños para mostrar la variación espacial de oxígeno disuelto, si existen descargas de aguas negras será informativo incluirlas para mostrar el agotamiento del mismo en puntos cercanos a ellas y su recuperación gradual con la distancia.

La tercera pregunta concierne a la escala temporal de la evaluación. Los cuerpos de agua pueden ser heterogéneos en el espacio, y también variables en el tiempo (ver e.g. Alcocer y Bernal-Brooks, 2002). Al considerar la variación temporal en sistemas ecológicos usualmente se consideran las escalas estacional y anual. Son por supuesto posibles escalas de variación tanto menores como mayores. En el medio acuático existen ciclos que ocurren de manera diaria, como el aumento y descenso en la temperatura o los pulsos de fotosíntesis y respiración de la vegetación acuática. En el extremo opuesto, existen ciclos de variación climática mayores al anual, como por ejemplo la Oscilación del Sur, coloquialmente conocida como *El Niño*, que podrían llegar a verse reflejados en algunos parámetros de calidad de agua, de manera más inmediata en aquellos asociados a la precipitación. Es deseable incluir en el programa de muestreo al menos las estaciones representativas de la variación anual en la zona de estudio. En algunas regiones, como es gran parte del territorio latinoamericano, esto supone la inclusión mínima de una época de lluvias y una de secas. En regiones con una distribución más homogénea de la precipitación, deberá diseñarse idealmente un programa que incluya las cuatro estaciones del año, sobre todo en regiones fuera de las zonas tropicales. Tanto la frecuencia de la toma de datos como la duración del proyecto a largo plazo estarán necesariamente constreñidas por las posibilidades materiales del proyecto de investigación.

Los registradores de datos (*data loggers*) hacen posible el registro de distintas variables ambientales de forma automatizada, con una frecuencia mucho mayor a la que se puede lograr con mediciones manuales y con gran precisión temporal. Existen equipos sofisticados para registrar datos de calidad de agua en puntos de difícil acceso, como boyas y plataformas de muestreo, que poseen registradores integrados (Fig. 5).

Métodos directos e indirectos

Para evaluar la calidad del agua en un cuerpo de agua existen diferentes aproximaciones. Los métodos directos implican la medición de distintos parámetros biológicos y fisicoquímicos (ver Apéndice A). Los parámetros pueden ser medidos in situ o en el laboratorio a partir de muestras de agua y sedimentos transportados. De manera general, resulta más práctico hacer determinaciones in situ, y las mediciones obtenidas serán más confiables pues las muestras de agua son químicamente inestables y pueden cambiar durante su transporte, sobre todo tratándose de la fracción orgánica (Sliwka-Kaszynska et al., 2003; Pope et al., 2003). Existen métodos para conservar químicamente las muestras de agua en su trayecto al laboratorio (e.g. adición de agentes estabilizadores, transporte en hielo, almacenamiento en contenedores opacos), pero en nuestra experiencia la utilización de métodos elaborados introduce una complicación extra al programa de muestreo. Por otra parte, los equipos de medición en laboratorio suelen ser más sofisticados y precisos que aquellos diseñados para trabajo en campo, aunque su uso puede también ser más costoso. Existe una cantidad vasta de parámetros que pueden ser medidos utilizando distintos sensores y multímetros disponibles comercialmente, con los que el investigador puede familiarizarse consultando la información provista por los fabricantes directamente.

La calidad del agua en una localidad también puede ser estimada mediante un método indirecto y fundamentalmente distinto, que es el muestreo de la comunidad local de invertebrados acuáticos; frecuentemente con énfasis en la comunidad de insectos. La idea subyacente a estos métodos es que tanto la abundancia como la composición comunitaria de invertebrados son indicadores confiables de la calidad del agua. Como una posible ventaja de este método, suele argumentarse que la medición directa de parámetros captura sólo las condiciones instantáneas en las propiedades del agua, mientras que la estructura de las comunidades de invertebrados refleja las condiciones de un cierto periodo previo al muestreo, dado que el tiempo de respuesta de una comunidad entera ante un perturbio ambiental debe ser mayor que el de los solutos disueltos en el agua. Sin embargo, el muestreo de la comunidad de invertebrados presenta complicaciones propias, de entre las

que destaca la identificación de especies, una labor que puede consumir tiempo y será llevada a cabo de mejor manera por taxónomos entrenados. En el continente americano, las comunidades de invertebrados en muchos sistemas fuera de Norteamérica (EUA y Canadá) pueden encontrarse aún caracterizadas sólo de manera parcial, y las guías de identificación pueden ser también incompletas o no existir (cf. varios, en: Alonso-EguíaLis et al. (Eds.), 2014). Aún contando con guías adecuadas, la identificación de ejemplares puede presentar un reto, por lo que muchos de los métodos existentes (e.g. el método desarrollado por el *Biological Monitoring Water Party*; *BMWP*) están basados en taxonomías a nivel de familia solamente (cf. Paisley, Trigg y Walley, 2014). Aunque la medición directa de parámetros es el método más preciso e informativo, pueden existir circunstancias en las que resulte preferible, o necesario, estimar la calidad de agua a través del análisis de la comunidad de invertebrados acuáticos. Resulta posible hacer correlaciones a niveles tróficos incluso superiores (ver e.g. Vickery, 1991; 1992).

Registro, análisis y reporte de los datos

El registro de datos es una fase crucial de cualquier proyecto de investigación, pues la calidad de los datos registrados fija límites a la calidad de los resultados que puedan obtenerse. Aunque el registro de datos corresponde a una fase intermedia en un proyecto de investigación, varios de sus aspectos deberán ser establecidos desde la etapa de planeación. Es necesario considerar con especial atención los aspectos que delineamos a continuación.

Repetición. Las mediciones obtenidas con cualquier sensor y aparato de medición serán más o menos confiables de acuerdo a la calidad, condición y calibración de los sensores, método utilizado, y habilidad y experiencia del operador. Dadas las posibilidades de error instrumental y error humano, resulta conveniente tomar mediciones repetidas de los parámetros a registrarse en cada evento de muestreo, y utilizar el valor promedio de estas como el valor representativo. El investigador puede aplicar su propio criterio en torno a la pertinencia y número de repeticiones con base en su experiencia, familiaridad con los aparatos de medición utilizados, conocimiento acerca del

comportamiento del parámetro en cuestión, e incluso los recursos materiales disponibles. En este mismo sentido, es recomendable que los operadores tengan un entrenamiento previo, así como hacer pruebas piloto antes de comenzar con el registro formal de datos.

Continuidad y comparabilidad. Debido a los factores mencionados, todos los cuales introducen variación no deseada en los datos, el registro de los mismos debe planearse buscando la mayor continuidad posible, es decir, utilizando el mismo aparato de medición, mismo método analítico y de registro, y las mediciones han de ser hechas en la medida de lo posible por el mismo operador u operadores. Si se busca hacer comparaciones espaciales o geográficas entre mediciones de parámetros temporalmente variables, dichas mediciones deberán hacerse idealmente a la misma hora del día, y naturalmente también en momentos comparables del año. De forma análoga, las comparaciones temporales deben proceder de mediciones hechas en puntos idénticos, o razonablemente cercanos, en el espacio.

Naturaleza estadística de los datos. La evaluación de la calidad de agua puede tener como único objetivo la descripción de la misma en una localidad o cuerpo de agua. Sin embargo, si los datos registrados serán sometidos a un análisis estadístico de cualquier tipo, es importante seleccionar las pruebas a realizarse o métodos a emplearse *de manera previa* a la toma de datos e incluso al diseño del programa, pues distintas pruebas y análisis frecuentemente requieren de ciertas propiedades de los datos por analizarse. Entre estas podemos mencionar el tamaño de muestra, la escala o intervalo de valores, la independencia entre datos, el tipo de variables a utilizarse (e.g. categóricas o numéricas, discretas o continuas) y su distribución de frecuencias. Es común que las variables fisicoquímicas del agua deriven en series de valores o conjuntos de datos con distribuciones no normales (cf. Dixon y Chiswell, 1996), que deberán ser tratadas entonces de manera consecuente (i.e. analizadas mediante pruebas no paramétricas o transformadas para mejorar normalizar su distribución). Las pruebas aplicadas a datos de calidad de agua suelen incluir comparaciones temporales, comparaciones espaciales y comparaciones entre sitios blanco y de control. Las comparaciones temporales a su vez pueden incluir comparaciones antes y

después de alteraciones, como la construcción de una presa sobre un río, comparaciones entre estaciones del año o entre años, y comparaciones antes y después de eventos meteorológicos o catastróficos. Las comparaciones espaciales pueden tomar la forma de comparaciones río arriba y río abajo de elementos perturbadores como una presa o una fuente de contaminantes, y las comparaciones entre sitios pueden ser encontradas por ejemplo en estudios de cuencas pareadas; cuencas que difieren en algún factor cuyo efecto busca dilucidarse. En estudios descriptivos de calidad de agua, una aproximación frecuente es la búsqueda de correlaciones entre parámetros y el uso de pruebas multivariadas que permiten asociar propiedades del agua en varias dimensiones con factores espaciales, temporales y humanos (e.g. Badillo-Camacho et al., 2015; Fathi et al., 2018).

Límites de detección. Todo método de cuantificación y aparato de medición tiene límites de detección, tanto inferiores como superiores. Deberán por lo tanto seleccionarse aparatos y métodos cuyos límites incluyan de manera probable los valores esperados de los parámetros bajo estudio. Para ello será útil revisar en la literatura los valores de los parámetros de interés reportados previamente en el sitio o zona de estudio; si existieran. En su ausencia pueden ser consultados los valores reportados en sistemas similares. Las mediciones que caen fuera de los límites de detección, o mediciones censuradas, pueden aún ser informativas en un estudio descriptivo. Para incluirlas en una prueba estadística, deberá aplicarse algunos de los métodos existentes para tratarlas (ver Dixon y Chiswell, 1996).

Índices de calidad de agua. Para la fase final de la investigación deberán elegirse formas de condensar, presentar y analizar los datos registrados. Dependiendo de la naturaleza y objetivos del estudio, los valores de los parámetros medidos podrán ser considerados de manera independiente o, comúnmente, ser agregados en un índice de calidad de agua. Los índices de calidad son una herramienta que permite representar la calidad global del agua, tomando en cuenta varios parámetros de forma integrada. Los índices suelen tener una expresión numérica, en una escala arbitraria que por conveniencia suele adoptar valores del 0 al 10, 1 al 10, o un intervalo similar. Existen múltiples índices de calidad de agua en la literatura (Fernández et al., 2004;

Torres et al., 2009; Fathi et al., 2018). Su elección, y en su caso diseño, ameritan consideración. Hay dos aspectos, sobre todo, que contemplar en torno al diseño matemático del índice por utilizarse. El primero se refiere al peso relativo que recibe cada uno de los parámetros incluidos. De nuevo, la elección dependerá del objetivo particular del índice. No existen reglas duras para asignar importancia a los parámetros incluidos sino pautas o directrices generales, y el investigador podrá emplear su criterio personal para hacerlo, sustentado en la información biológica conferida por cada uno de los parámetros. Por ejemplo, en un índice orientado hacia animales acuáticos, la importancia relativa del oxígeno disuelto deberá ser claramente preponderante. En cambio, en un índice para cuantificar el riesgo de eutrofización, las concentraciones de los nutrientes deberían ser relativamente más importantes, y de manera similar para otras instancias y propósitos. Ligeramente más complicado que esto resulta la transformación de los valores crudos de los parámetros medidos, en sus unidades correspondientes, a valores numéricos adimensionales que puedan ser agregados en un valor global. Para ello se requiere de alguna regla de equivalencia que relacione la primera escala de valores con la segunda, de una manera que resulte fisiológica, biológica o ecológicamente coherente. Un ejemplo ilustrativo de este procedimiento puede encontrarse en el índice de calidad de agua de Oregon (*Oregon Water Quality Index; OWQI*), diseñado por Dunnette (1979) para evaluar la calidad de agua en el río Willamette en el estado norteamericano de Oregon.

Un estudio de caso: Calidad del agua y comunidades de peces de agua dulce en el centro de México

Hemos mencionado arriba la posibilidad de modificar un índice de calidad de agua preexistente para ajustarlo a las necesidades particulares de un proyecto de investigación. Esto puede involucrar tanto los parámetros a incluirse, como el método para calificarlos, sus pesos relativos y la forma de agregación, y otros aspectos del diseño del índice. La necesidad de este tipo de modificaciones, que de manera general pueden encontrarse en muchas áreas de la ciencia, resulta más frecuente en países con un desarrollo subóptimo de sus sectores científico y de manejo de recursos naturales. Es en

este contexto en el que se presenta el siguiente estudio de caso (ver también sección sobre limitantes en los países latinoamericanos más abajo). Aunque válidas, las adaptaciones como esta no constituyen una manera ideal de proceder y deben ser siempre tratadas con cautela y con las reservas necesarias, específicas para cada caso.

Para calificar cuantitativamente la calidad del agua en un conjunto de puntos de muestreo en el centro de México, Gesundheit y Macías García (2018) modificaron un índice desarrollado por Dunette (1979) y actualizado por Cude (2001) para evaluar la calidad del agua en el estado norteamericano de Oregon (*Oregon Water Quality Index; OWQI*). La calificación numérica de la calidad del agua en los distintos sitios de muestreo mediante la versión modificada del *OWQI* hizo posible su uso como una variable explicativa en una prueba estadística posterior, para responder a una pregunta de naturaleza ecológica. La valoración de la calidad del agua permitió poner a prueba su papel en el deterioro de las comunidades de peces en la región, y de manera simultánea contrastar este efecto con aquellos de otros posibles factores, como la modificación hidrológica y la introducción de especies.

Debería ser inmediatamente aparente que las características bióticas, climáticas y limnológicas en estas dos zonas son marcadamente distintas. La elección de índice en este caso claramente no responde entonces a similitud de condiciones, sino a la semejanza entre el fin con el que fue diseñado y con el que se aplicó la versión modificada por los autores. También resulta importante la similitud en la mecánica mediante la cual se construyeron ambas versiones: la medición directa de variables fisicoquímicas, orientadas a la cuantificación de la calidad medioambiental. Deben señalarse no obstante diferencias importantes entre el *OWQI* y el índice que resultó de su adaptación. Mientras que el primero fue diseñado para los ríos de una cuenca particular, la cuenca del río Willamette, el segundo fue adaptado para aplicarse en un área geográfica mayor, que incluye a un conjunto más diverso de cuerpos de agua, tanto lóticos como lénticos. La diferencia entre el clima templado en Oregon y el clima subtropical en la zona de estudio ha sido mencionada ya. Es necesario considerar la orientación precisa de uno y otro índice. Los parámetros en el *OWQI* incorporan aspectos de calidad del agua que reflejan los intereses y

necesidades de la agencia responsable de su diseño y aplicación; el Departamento de Calidad Ambiental del estado de Oregon (*Department of Environmental Quality; DEQ*), y tiene la intención de transmitir información de carácter general, mientras que el índice adaptado fue específicamente orientado hacia las necesidades de las comunidades de peces en los sitios evaluados. El OWQI incorpora varios parámetros importantes para la protección de la comunidad local de peces, pero este es sólo un componente de su diseño. Más allá, la calibración de dichos parámetros, particularmente la temperatura y concentración de oxígeno disuelto, responde a las necesidades de la comunidad local, que naturalmente posee un carácter distinto a la ictiofauna del centro de México, con pocos elementos en común.

Ajuste del índice

Para los lectores de este capítulo resultará de interés conocer la manera en que el OWQI fue adaptado a las condiciones locales de los cuerpos de agua en el centro de México por los autores. Para conocer los detalles precisos, remitimos al lector a las publicaciones originales. En la formulación de Cude (2001), el OWQI incluye los siguientes parámetros:

- Concentración de oxígeno disuelto, OD
- Supersaturación de oxígeno disuelto, OD_{sat}
- Demanda bioquímica de oxígeno, DBO
- Concentración agregada de amoníaco (NH_3) y nitrato (NO_3), N
- Fósforo total, P
- Temperatura, T
- Sólidos totales
- pH
- Coliformes fecales

Cada parámetro es evaluado en un subíndice independiente que es calificado mediante una función que relaciona los valores de la variable fisicoquímica o biológica en cuestión con una escala de calificaciones correspondiente (fijada en un intervalo del 10 al 100). Los valores de los subíndices individuales se agregan en una media cuadrática armónica no

ponderada, que refleja la calidad global del agua. Este tipo de media permite al subíndice de menor calificación, es decir, al parámetro más afectado, impartir la mayor influencia en el valor final.

Para su aplicación en los cuerpos de agua del centro de México, se conservaron algunos de los parámetros listados prácticamente sin modificación, otros fueron incluidos con modificaciones, y otros más no fueron considerados. En un paso siguiente se asignaron pesos a los parámetros seleccionados de acuerdo a su importancia relativa percibida pues, a diferencia del *OWQI*, este índice derivado está enfocado a un aspecto particular de la calidad del agua y bajo tal enfoque algunos parámetros son considerados más importantes que otros (en este caso, el OD). En la fórmula de agregación aditiva simple utilizada se asignaron los pesos siguientes: OD: 0.3, P: 0.15, N: 0.15, Turbidez: 0.2, pH: 0.2. El índice resultante de estas modificaciones es más sencillo que el original, pero fue considerado lo suficientemente robusto dado su propósito como variable auxiliar en un análisis final.

Finalmente, fue necesario ajustar las funciones que relacionan los valores de los parámetros crudos con su calificación. En todos los casos, la naturaleza matemática de la función utilizada, i.e., exponencial o polinomial, fue conservada y sólo se ajustaron los valores umbrales y de inflexión de las curvas. Las funciones así ajustadas se aplicaron indistintamente a la calificación de los parámetros en los cuerpos de agua tanto lóticos como lénticos, salvo en el caso de la turbidez. (ver Apéndice B).

- El oxígeno disuelto es un parámetro vital para los peces y fauna acuática en general, e incluido en el índice como el parámetro de mayor importancia. La función utilizada en el *OWQI* fue hecha menos restrictiva, tanto en el umbral mínimo como en el valor necesario para recibir la calificación máxima. Esto responde a las demandas de oxígeno de las comunidades de peces en el centro de México, que se pueden asumir menores a las de la comunidad local del río Willamette. Este río es considerablemente más frío que los cuerpos en la zona de estudio, y su comunidad de peces incluye, por ejemplo, varias especies de salmónidos, conocidos por sus altos requerimientos de oxígeno. En los

casos en que la concentración de OD resultó estar por encima de la saturación, determinada ex situ mediante el uso de tablas, se utilizó el subíndice de saturación de OD del *OWQI* sin modificar para calificar este parámetro (Figuras B1, B2).

- La DBO fue omitida por considerarse a la concentración de OD como la variable directamente informativa de los requerimientos fisiológicos de los peces en un cuerpo de agua. La prueba de DBO es más comúnmente utilizada para otros fines, relacionados pero ligeramente distintos, como la evaluación de la eficiencia de plantas de tratamiento de agua. Esta prueba requiere de un plazo de 5 días para su determinación, lo que la puede hacer procesalmente inconveniente.
- La concentración agregada de NH_3 y NO_3 fue incluida en el índice modificado por dos distintos motivos. En un primer lugar, el NH_3 es la forma más tóxica para los peces dentro del ciclo del nitrógeno. En segunda instancia, la presencia de ambos en altas concentraciones puede ser indicativa también de riesgo de eutrofización en un cuerpo de agua. El NO_3 es la forma directamente bioasimilable por los organismos fotosintéticos. La función que califica a este parámetro fue hecha también menos restrictiva, debido a la expectativa de concentraciones mayores que en el río Willamette y sus tributarios, dada la posición de los sitios de muestreo dentro de sus respectivas cuencas (Figura B3, ver también Fig. 3).
- El parámetro de fósforo total fue incluido también como un indicador del riesgo o probabilidad de eutrofización en el cuerpo de agua. La función se hizo menos restrictiva con la misma lógica que fue aplicada para la concentración de compuestos nitrogenados. Los valores de concentración de fósforo hallados fueron notoriamente superiores a los considerados en el *OWQI*, condición que de manera a posteriori sustentó en forma adicional la necesidad de modificar esta función (Fig. B4).

- La temperatura fue incluida en el *OWQI* por la necesidad de proteger a la comunidad de peces del río Willamette, compuesta por salmónidos y otras especies de aguas frías, de aumentos en la temperatura a los que son sensibles. Para el conjunto de especies y comunidades de peces que habitan en las localidades en la zona de estudio en México, los requerimientos de temperatura no han sido precisamente definidos experimentalmente. Otra complicación es la escasez de registros históricos de temperatura del agua que pudieran servir como referencia. Por estos motivos la temperatura no fue incluida en el índice modificado; pero su importancia como variable ecológica es innegable.
- Como un sucedáneo de los sólidos totales, en el índice modificado se utilizó el parámetro de turbidez, que fue interpretado como un indicador de la modificación en la penetración de luz en los cuerpos de agua por actividades humanas. Para el parámetro de sólidos totales en el *OWQI* se calibraron funciones distintas para 8 distintos conjuntos de cuencas que difieren en su naturaleza geológica. Para el centro de México se ajustaron distintas funciones para los cuerpos lóticos y lénticos en el área de estudio, atendiendo a las diferencias inherentes entre estos tipos reconocidas de manera general en la limnología y de manera particular en reportes en la literatura pertinente. La función para los cuerpos lóticos fue más restrictiva y la función con que se evaluó a los cuerpos lénticos, naturalmente más turbios, fue más laxa (Figuras B5.1, B5.2).
- El pH es una variable ubicua en los índices de calidad de agua debido a su rol como modulador del comportamiento químico de una gran cantidad de procesos y compuestos en el medio, incluyendo su toxicidad. Dada la ausencia de datos históricos de valores de pH en la zona de estudio, se incluyó la función utilizada en el *OWQI* sin modificación (Figura B6).

- El parámetro de coliformes fecales, incluido en el *OWQI* debido al interés del *DEQ* por la salud pública en el estado de Oregon, no fue incluido por ser informativo de la calidad del agua en términos del bienestar de las comunidades de peces sólo de forma posiblemente correlativa.

CONCLUSIONES Y COMENTARIOS FINALES

La evaluación de la calidad del agua es un tema de relevancia indiscutible, que encuentra aplicaciones en aspectos de ciencia básica, en los que nos hemos centrado, y lógicamente también en el manejo del agua como recurso natural. Un entendimiento razonablemente completo de los aspectos componentes de la calidad del agua y de los procesos que influyen en ellos en un determinado sistema necesitará de la conjunción de aspectos geográficos, climáticos, limnológicos, químicos y humanos, que hemos delineado en este capítulo. El estudio de la calidad del agua ofrece posibilidades interesantes a aquellos que incursionan en él. Los sistemas acuáticos poseen un comportamiento complejo, y dinámico, que justifica atención de por sí. Pero su estudio también permite establecer vínculos entre lo que sucede en el medio acuático y múltiples procesos, tanto naturales como humanos, que ocurren en el medio terrestre, e incluso en la atmósfera. Los sistemas acuáticos, simplemente debido a las condiciones impuestas por gravedad, ocupan una posición como receptores en los flujos de materia y energía dentro de los ecosistemas. Por lo tanto, una interpretación acertada de los cambios detectados en la calidad de sus aguas puede revelar e informar acerca de la ocurrencia de procesos en el terreno que los circunda, situación en la que se fundamenta el manejo de cuencas, aproximación importante dentro del manejo de recursos naturales. Por supuesto, las propiedades de las aguas en un sistema determinado son de la mayor importancia para la flora y fauna acuáticas que lo habitan, y su estudio permite el entendimiento y abordaje de una multiplicidad de aspectos que pueden incluir a la fisiología, ecología, conducta, conservación e incluso evolución. Un estudio comprensivo puede ser capaz de integrar aspectos de calidad del agua con aspectos humanos y del

paisaje y con la biología de la biota acuática entera, o grupos o especies particulares.

Idealmente, al abordar una pregunta de investigación, un investigador o administrador de recursos naturales contará con valores históricos de referencia para las propiedades o parámetros de calidad de agua de su interés. Sin embargo, esta condición puede no cumplirse en muchos casos y para muchos sistemas. La disponibilidad de datos de referencia se vuelve especialmente importante ante el panorama actual de cambio global acelerado, y la ausencia de líneas de base puede hacer difícil la interpretación de datos actuales. En particular, se vuelve complicado distinguir comportamientos anómalos si se desconoce cuál es el comportamiento normalmente esperado, y en estos casos el investigador se verá en la necesidad de interpretar los hallazgos considerando esta fuente de incertidumbre. A continuación presentamos una sección que aborda brevemente esta y otras limitantes en este campo de investigación, y que son enfrentadas de manera frecuente por investigadores trabajando en Latinoamérica.

Las limitantes en los países latinoamericanos. Un problema recurrente para los investigadores trabajando en temas de limnología y ecología acuática en zonas tropicales, o fuera de las zonas templadas, es que la mayor parte de los estudios en estos campos proviene de países en estas últimas, sobre todo en temas de investigación básica. Los países de la zona templada de Sudamérica podrían ser una excepción a esta circunstancia pues son climáticamente más similares a sus contrapartes boreales, pero aún así pueden existir discrepancias taxonómicas problemáticas entre las biotas de unos y otros. Los aspectos de calidad de agua en el contexto del manejo de recursos están relativamente mejor representados que los trabajos sobre aspectos básicos por estudios provenientes de otras regiones, como notablemente, la India. El desarrollo de las ciencias acuáticas ha ocurrido sustancialmente en Norteamérica y Europa y esto impone ciertas desventajas para los investigadores latinoamericanos, a la vez que les presenta con un reto e incentivo por avanzar en la caracterización y entendimiento de los cuerpos de agua en sus países. En este sentido los autores deseamos señalar

especialmente la necesidad, mencionada en el pasado en otros lugares (e.g. Alcocer y Bernal-Brooks, 2009), de esfuerzos de monitoreo a largo plazo en los sistemas acuáticos del continente fuera de EUA y Canadá, indispensables para generar la información básica para las metas mencionadas.

Las limitantes en la investigación limnológica y ecológica que hemos detectado en los países latinoamericanos incluyen:

- La carencia de caracterizaciones suficientemente completas de muchos de sus cuerpos de agua, incluyendo series históricas de tiempo de variables ambientales hidrológicas (e.g. hidrogramas) y de calidad de agua, que permitirían un mejor entendimiento de su comportamiento temporal
- La dificultad para acceder a datos recabados por agencias medioambientales de gobierno, cuando existen programas de monitoreo
- La descripción incompleta de la fauna y flora acuáticas, incluyendo la escasez de guías de identificación
- Las limitaciones materiales y de recursos
- Un déficit de recursos humanos o *expertise*.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adamu, C.I., Nganje, T.N., Edet Aniekan., 2015. Major and trace elements pollution of sediments associated with abandoned barite mines in parts of Oban Massif and Mamfe Embayment, SE Nigeria. J. Geochem. Explor. 151(2015), 17–33. doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.12.010

Alcocer, J., Bernal-Brooks, F., 2010. Limnology in Mexico. Hydrobiologia 644, 15–68.

Alcocer, J., Bernal-Brooks, F.W., 2002. Spatial and temporal heterogeneity of physical and chemical variables for an endorheic, shallow water body: Lake Pátzcuaro, Mexico. Archiv für Hydrobiologie 155, 239–253.

Alcocer, J., Bernal-Brooks, F.W., 2009. Investigación ecológica a largo plazo en cuerpos de agua acuáticos epicontinentales. Revista Digital Universitaria 10(8), 1–8.

Ali, H., Khan, E., 2018. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. Hum. Ecol. Risk

Assess. doi.org/10.1080/10807039.2018.1469398

Alonso-EguíaLis, P., Mora, J.M., Campbell, B., M. Springer (Eds.), 2014. Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México. 444 p.

Badillo-Camacho, J., Reynaga-Delgado, E., Barcelo-Quintal, I.V., Zárate del Valle, P.F., López-Chuken, U.J., Orozco-Guareño, E., Alvarez-Bobadilla, J.I., Gómez-Salazar, S., 2015. Water quality assessment of a tropical Mexican lake using multivariate statistical techniques. J. Environ. Prot. 6(3), 215–224.

Barrett, M.E., Irish, L.B., Malina, J.F., Charbeneau, R.J., 1998. Characterization of highway runoff in Austin, Texas, Area. J. Environ. Eng. 124(2). doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:2(131)

Beeman, J.W., Venditti, D.A., Morris, R.G., Gadomski, D.M., Adams, B.J., VanderKooi, S.P., Robinson, T.C., Maule, A.G., 2003. Gas bubble disease in resident fish below Grand Coulee Dam. Final Report of Research. USGS. 159 Pp.

Beusen, A.H.W., Bouwman, A.F., Van Beek, L.P.H., Mogollón, J.M., Middelburg, J.J., 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. Biogeosciences 13, 2441–2451.

Beckie, H.J., 2011. Herbicide-resistant weed management: focus on glyphosate. Pest. Manage. Sci. 67(9), 1037–1048.

doi.org/10.1002/ps.2195

Bilby, R.E., Sullivan, K., Duncan, S.H., 1989. The generation and fate of road-surface sediment in forested watersheds in Southwestern Washington. For. Sci. 35(2), 453–468.

Bonta, J.V., 2007. Impact of coal surface mining and reclamation on suspended sediment in three Ohio watersheds. J. Am. Water Resour. Assoc. 36(4), 869–887. doi.org/10.1111/j.17521688.2000.tb04313.x

Brodin, T., Piovano, S., Fick, J., Klaminder, J., Heynen, M., Jonsson, M., 2014. Ecological effects of pharmaceuticals in aquatic systems—impacts through behavioral alterations. Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. B 369: 230130580. doi.org/10.1098/rstb.2013.0580

Caballero-Viñas M. del C., Garduño-Paz M.V., Mendez-Sánchez F. y Macías Garcia C. 2017. Indirect effects of the common carp on life history of the amarillo fish, *Girardinichthys multiradiatus*, an endemic species to the upper Lerma basin in Central México. Bull. Lampetra, ZO ČSOP Vlašim, 8: 144–165.

- Chislock, M.F., Doster, E., Zitomer, R.A., Wilson, A.E., 2013. Eutrophication: Causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4(4):10.
- Cude, C.G., 2001. Oregon Water Quality Index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 37(1), 125–137.
- Dalu, T., Wasserman, R.J., Tonkin, J. D., Mwedzi, T., Magoro, M. L., Weyl, O.L.F., 2017. Water or sediment? Partitioning the role of water column and sediment chemistry as drivers of macroinvertebrate communities in an austral South African stream. *Sci. Total Environ.* 607-608, 317–325. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.267.
- Dixon, W., Chiswell, B., 1996. Review of aquatic monitoring program design. *Water Res.* 30(9), 1935–1948.
- Dunnette, D.A., 1979. A geographically variable water quality index used in Oregon. *J. Water Pollut. Control Fed.* 51(1), 53–61.
- Erkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* 75, 63–82.
- Fathi, E., Zamani-Ahmadm Mahmoodi, R., Zare-Bidaki, R., 2018. Water quality evaluation using water quality index and multivariate methods, Beheshtabad River, Iran. *Appl. Water Sci.* 2018 (8): 210. doi.org/10.1007/s13201-018-0859-7
- Fernández, N., Ramírez, A., Solano, F., 2004. Physico-chemical water quality indices - a comparative review. *Revista Bistua* 2(1), 19–30.
- Ford, T.E., Hamner, S. 2018., A Perspective on the global pandemic of waterborne disease. *Microb. Ecol.* 76(1), 2–8.
- Ghangrekar, M.M., Chatterjee, P., 2018. Water pollutants classification and its effects on environment. En: Das R. (Eds.) *Carbon nanotubes for clean water. Carbon nanostructures.* Springer, Cham.
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., der Ploeg, M., van de Zee, S.E.A.T.M., Ritsema, C.J. 2015., Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 3(2015), 57–65. doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002
- Gesundheit, P., Macías Garcia, C., 2018. The role of introduced species in the decline of a highly endemic fish fauna in Central Mexico. *Aquat. Conserv.* 1–12. <https://doi.org/10.1002/aqc.2927>
- González, E.J., Roldán, G., 2019. Eutrophication and phytoplankton: Some

generalities from lakes and reservoirs of the Americas. doi.org/10.5772/intechopen.89010.

Grenni, P., Ancona, V., Caracciolo, A.B., 2017. Biological effects of antibiotics on natural ecosystems: A review. *Microchem. J.* 136(2018), 25–39.

Griboff, J., Horacekb, M., Wunderlin, D.A., V. Monferran, M., 2018. Bioaccumulation and trophic transfer of metals, As and Se through a freshwater food web affected by anthropic pollution in Córdoba, Argentina. *Ecotox. Environ. Safe.* 148, 275–284. doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.028

IANAS, InterAmerican Network of Academies of Sciences., 2019. Water quality in the Americas. Risks and opportunities. 626 Pp.

Jardak, K., Drogui, P., Daghrir, R., 2016. Surfactants in aquatic and terrestrial environment: occurrence, behavior, and treatment processes. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(4), 3195–3216.

Kalff, J., 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall, New Jersey, EUA. 592 Pp.

Koelmans, A.A., Mohamed Nor, N.H., Hermesen, E., Kooi, M., Mintenig, S.M., De France, J., 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Res.* 155, 410–422. doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054

Krishnaswamy, J., Bunyan, M., Mehta, V.K., Jain, N., Karanth, U., 2006. Impact of iron ore mining on suspended sediment response in a tropical catchment in Kudremukh, Western Ghats, India. *For. Ecol. Manage.* 24(1-2), 187–198. doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.018

Liñán-Cabello, M.A., Olivos-Ortiz, A., Quijano-Scheggia, S., Muñoz Anguiano, D., Reséndiz-Flores, M.L., Ortega-Ortíz, C.D., 2016. Effects of terrestrial runoff on the coral communities in Santiago Bay, Colima, Mexican Pacific Coast. *Rev. Biol. Trop.* 64(3), 1185–1200.

Liu, B., Wu, J., Cheng, C., Tang, J., Khan, M.F.S., Shen, J., 2019. Identification of textile wastewater in water bodies by fluorescence excitation emission matrix-parallel factor analysis and high-performance size exclusion chromatography. *Chemosphere* 216: 617–623. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.10.154.

Martin, J.M., Saaristo, M., Bertram, M.G., Lewis, P.J., Coggan, T.L., Clarke, B.O., Wong, B.B.M., 2017. The psychoactive pollutant fluoxetine compromises antipredator behaviour in fish. *Environ. Pollut.* 222, 592–599. doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.010.

Mateo-Sagasta, J., Marjani Zadeh, S., Turrall, H. (Eds.), 2018. More people, more food, worse water? a global review of water pollution from agriculture. Published by the Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Matthiessen, P., Sumpter, J.P., 1998. Effects of estrogenic substances in the aquatic environment. En: Braunbeck, T., Hinton, D.E., Streit, B. (Eds.) *Fish Ecotoxicology*. EXS, vol 86. Birkhäuser, Basel.
doi.org/10.1007/978-3-0348-8853-0_10

McRae, L., Freeman, R., Marconi, V., 2016. State of the natural planet. Living Planet Report 2016: Risk and resilience in a new area.
doi.org/978-2-940529-40-7

Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2017. Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels: A high-resolution global study. *Water Resour. Res.* 53.
doi.org/10.1002/2017WR020448

Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baures, E., Thomas, O., 2013. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environ. Int.* 59, 303–327. doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013

Milligan, T.G., Law, B.A., 2013. Contaminants at the sediment–water interface: Implications for environmental impact assessment and effects monitoring. *Environ. Sci. Technol.* 47, 5828–5834. doi.org/10.1021/es3031352

Milnes, M.R., Bermudez, D.S., Bryan, T.A., Edwards, T.M., Gunderson, M.P., Larkin, Iskande L.V., Moore, B.C., Guillette Jr., L.J., 2006. Contaminant-induced feminization and demasculinization of nonmammalian vertebrate males in aquatic environments. *Environ. Res.* 100(1), 3–17.
doi.org/10.1016/j.envres.2005.04.002

Monroy, M., Maceda-Veiga, A., de Sostoa, A., 2014. Metal concentration in water, sediment and four fish species from Lake Titicaca reveals a large-scale environmental concern. *Sci. Total Environ.* 487, 233–244.
doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.134

Moss, B., 2008. Water pollution by agriculture. *Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. B* 363(1491), 659–666.

Moyle, P.B. y Cech, J.J., 2004. *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. Pearson Prentice Hall, University of California, EUA. 726 Pp.

Nandula, V.K., Reddy, K.N., Duke, S.O., Poston, D.H., 2005. Glyphosate-resistant weeds: Current status and future outlook. *Outlooks on Pest Management* August 2005, 183–187. [doi:10.1564/6aug11](https://doi.org/10.1564/6aug11)

Olden, J.D., Naiman, R.J., 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore

freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55, 86–107. doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x

Olkowska, E., Ruman, M., Polkowska, Z., 2014. Occurrence of Surface Active Agents in the Environment. *J. Anal. Methods Chem.* dx.doi.org/10.1155/2014/769708

Paisley, M.F., Trigg, D.J., Walley, W.J., 2014. Revision of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system: Derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Res. Appl.* 30, 887–904.

Parra, O. Valdovinos, C., Urrutia, R., Cisternas, M., Habit, E., Mardones, M., 2003. Caracterización y tendencias tróficas de cinco lagos costeros de Chile Central. *Limnetica* 22(1), 51–83.

Pires-Teixeira, T., Mitrano Neves, L., Araújo, F.G., 2009. Effects of a nuclear power plant thermal discharge on habitat complexity and fish community structure in Ilha Grande Bay, Brazil. *Mar. Environ. Res.* 68 (4), 188–195. doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.06.004

Pope, M.L., Bussen, M., Feige, M.A., Shadix, L., Gonder, S., Rodgers, C., Chambers, Y., Pulz, J., Miller, K., Connell, K., Standridge, J., 2003. Assessment of the effects of holding time and temperature on *Escherichia coli* densities in surface water samples. *Appl. Environ. Microbiol.* 69(10), 6201–6207. doi: 10.1128/AEM.69.10.6201–6207.2003

Quesada, S., Tena, A., Guillén, D., Ginebreda, A., Vericat, D., Martínez, E., Navarro-Ortega, A., Batalla, R.J., Barceló, D., 2014. Dynamics of suspended sediment borne persistent organic pollutants in a large regulated Mediterranean river (Ebro, NE Spain). *Sci. Total Environ.* 473–474, 381–390. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.040

Rabbani, G., Chowdhury, M., Khan, N.A., 2009. Impacts of industrial pollution on human health: Empirical evidences from an industrial hotspot (Kaliakoir) in Bangladesh. *Asian J. Water Environ. Pollut.* 7(1), 27–33.

Ramos-Escobedo, M.G., Vázquez, G. Major ions, nutrients and primary productivity in volcanic neotropical streams draining rainforest and pasture catchments at Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Hydrobiologia* 445(1), 67–76.

Rathore, S.S., Chandravanshi, P., Chandravanshi, A., Jaiswal, K., 2016. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on aquatic ecosystem. *IOSR J. Agric. Vet. Sci.* 9(10), 89–96. doi 10.9790/2380-0910018996

Rebello, S., Asok, A.K., Mundayoor, S., Jisha, M.S., 2014. Surfactants: toxicity, remediation and green surfactants. *Environ. Chem. Lett.* 12(2), 275–287.

Sharma, P., Giri, A., 2018. Productivity evaluation of lotic and lentic water body in Himachal Pradesh, India. *MOJ Eco. Environ. Sci.* 3(5), 311–317. doi 10.15406/mojes.2018.03.00105

Sliwka-Kaszynska, M., Kot-Wasik, A., Namiesnik, J., 2003. Preservation and storage of water samples. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.* 33(1), 31–44. doi.org/10.1080/10643380390814442

Smith, V.H., Schindler, D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends Ecol. Evol.* 24, 201–207.

Taylor, B.W., McIntosh, A.R., Peckarsky, B.L. Sampling stream invertebrates using electroshocking techniques: implications for basic and applied research. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 437–445. doi 10.1139/cjfas-58-3-437

Torres, P., Cruz, C., Patiño, P., 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín* 8(15 Sup. 1), 79–94.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 37(1), 130–137.

Verones, F., Hanafiah, M.M., Pfister, S., Huijbregts, M.A.J., Pelletier, G.J., Koehler, A., 2010. Characterization factors for thermal pollution in freshwater aquatic environments. *Environ. Sci. Technol.* 44(24), 9364–9369. doi:10.1021/es102260c

Vickery, J., 1991. Breeding density of dippers *Cinclus cinclus*, grey wagtails *Motacilla cinerea* and common sandpipers *Actitis hypoleucos* in relation to the acidity of streams in south-west Scotland. *Ibis* 133(2), 178–185. doi.org/10.1111/j.1474-919X.1991.tb04829.x

Vickery, J., 1992. The reproductive success of the dipper *Cinclus cinclus* in relation to the acidity of streams in south-west Scotland. *Freshwater Biology* 28(2), 195–205. doi.org/10.1111/j.1365-2427.1992.tb00576.x

Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brenholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A.D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G., 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environ. Sci. Eur.* 26(12).

Wang X., Gu. J., Gao, H., Qian, X., Li, H., 2018. Abundances of clinically relevant antibiotic resistance genes and bacterial community diversity in the Weihe River, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15(4). doi: 10.3390/ijerph15040708.

Wan Maznah, W.O., Intan, S., Sharifah, R., Lim, C.C., 2018. Lentic and lotic assemblages of zooplankton in a tropical reservoir, and their association with water quality conditions. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 2018(15), 533–542. doi.org/10.1007/s13762-017-1412-1

Wu, Z., Zhang, D., Yongjiu, Cai, Y., Wang, X., Zhang, L., Chen, Y., 2017. Water quality assessment based on the water quality index method in Lake Poyang: The largest freshwater lake in China. *Sci. Rep.* 7:17999. doi:10.1038/s41598-017-18285-y

Wurts, W.A., 2003. Daily pH cycle and ammonia toxicity. *World Aquaculture* 34(2), 20–21.

Xie, Z., Lu, G., Yan, Z., Liu, J., Wang, P., Wang, Y., 2017. Bioaccumulation and trophic transfer of pharmaceuticals in food webs from a large freshwater lake. *Environ. Pollut.* 222(2017), 356–366. doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.026

Apéndice A

Tabla A1. Parámetros de calidad de agua comúnmente registrados en evaluaciones ecológicas de calidad de agua, tipo de propiedad y unidades comúnmente utilizadas.

Parámetro	Propiedad	Unidades
Temperatura	<i>Física</i>	°C
Sólidos disueltos totales (SDT)	<i>Química</i>	mg * l ⁻¹
Sólidos suspendidos totales (SST)	<i>Física</i>	mg * l ⁻¹
Salinidad	<i>Química</i>	mg * l ⁻¹
Transparencia	<i>Física</i>	cm
Turbidez	<i>Física</i>	UNT
Conductividad	<i>Fisicoquímica</i>	μS*cm ⁻¹
Potencial de hidrógeno (pH)	<i>Química</i>	–
Concentración de nitrógeno disuelto	<i>Química</i>	mg * l ⁻¹ N
Concentración de fósforo disuelto	<i>Química</i>	mg * l ⁻¹ P
Concentración de oxígeno disuelto	<i>Química</i>	mg * l ⁻¹
Saturación de oxígeno disuelto	<i>Fisicoquímica</i>	%
Demanda química de oxígeno (DQO)	<i>Química</i>	mg * l ⁻¹

Definición, relevancia biológica y limnológica y forma de medición de los parámetros en la Tabla A1

Temperatura. La temperatura del agua es su propiedad más fundamental, tiene influencia sobre el sistema acuático entero y es por ello una variable que se registra de manera obligada en cualquier evaluación de calidad de agua. Desde una perspectiva organísmica, debe considerarse el efecto directo de la temperatura sobre la fisiología y metabolismo enteros de los organismos acuáticos. De manera más particular, puede aislarse su efecto sobre procesos fisiológicos como la digestión, excreción, respiración y fotosíntesis, y procesos más complejos y fisiológicamente controlados como el desarrollo, crecimiento y reproducción, entre otros. Debe considerarse también en estudios de carácter ecológico sobre patrones de actividad y conducta de animales. La temperatura y sus cambios tienen influencia en las conductas de migración, apareamiento y desove en peces e invertebrados acuáticos, entre otros. La temperatura del agua es un factor fundamental del nicho ecológico de las especies acuáticas y debe incluirse en cualquier estudio de idoneidad de hábitat así como en cualquier modelación de distribución potencial.

Por otro lado, debido a su capacidad de modular prácticamente todas las demás variables fisicoquímicas del agua, deben considerarse múltiples efectos indirectos de la temperatura también. La solubilidad de muchos compuestos está mediada por la temperatura. En el caso de compuestos tóxicos, como es el caso del amoníaco (NH_3), un aumento en la temperatura produce un aumento en su solubilidad y esto se traduce en un aumento en sus efectos tóxicos. De manera contraria, la solubilidad del oxígeno disminuye conforme aumenta la temperatura del agua. Esta será una variable importante en estudios que involucren de alguna manera al oxígeno y otros gases disueltos, al pH, la salinidad y al potencial redox.

Desde una perspectiva ambiental, la temperatura será lógicamente la variable focal en evaluaciones o programas de monitoreo dirigidos a detectar efectos del cambio climático, así como contaminación térmica. En estos últimos casos la ausencia de series de tiempo históricas de referencia puede ser una limitante. Dado que la temperatura de arroyos y ríos depende de la insolación que reciben, es interesante también determinar la relación que guardan la

temperatura de un cierto cuerpo de agua y la cobertura proveída por la vegetación riparia asociada y sus posibles cambios. En algunos sistemas en paisajes altamente modificados puede ameritarse el estudio de contaminación térmica por efecto de la escorrentía de carretera, que frecuentemente tiene una temperatura más elevada que la de las corrientes naturales, debido al calor que las superficies como el asfalto y los pavimentos le transfieren.

La temperatura del agua es un parámetro altamente variable, que muestra variación diaria, estacional, anual e interanual. Espacialmente, la variabilidad de la temperatura en los cuerpos de agua ocurre sobre todo en el gradiente altitudinal en los cuerpos lóticos y un gradiente de profundidad en los cuerpos lénticos.

La medición de la temperatura es directa con un termómetro, frecuentemente integrado al sensor de algún otro aparato de medición. Sus unidades más frecuentes son los grados centígrados o Celsius.

pH. El potencial de hidrógeno, usualmente referido como pH, es una medida de la acidez o basicidad de una solución acuosa, y es también un parámetro registrado de manera rutinaria en estudios de calidad de agua. De manera estricta, en los cuerpos de agua nunca encontramos agua sino soluciones acuosas, de distinta composición. El pH se define químicamente como la concentración relativa de iones de hidrógeno (H^+) e iones oxhidrilo o hidróxido (OH^-) en una solución acuosa. Numéricamente, se calcula a partir de la concentración molar de iones de hidrógeno, y se mide en una escala logarítmica de valores que van del 0 al 14. Los valores por debajo del 7 son considerados ácidos e indican predominancia de iones hidrógeno, aquellos por arriba del 7 son considerados básicos e indican predominancia de iones hidróxido en la solución, y el 7 se considera un punto neutral. El agua pura tiene un pH neutro dado que las concentraciones de iones hidrógeno e hidróxido en ella son exactamente iguales. Por definición, se asigna al agua pura a 25 °C un valor de pH exactamente igual a 7. La gran mayoría de organismos acuáticos habita aguas con un pH entre 6 y 11, y sólo algunas especies toleran valores fuera de este intervalo. La mayoría de los peces de agua dulce habita aguas con valores de pH entre 6.5 y 9, y en general valores

entre 7 y 8 se consideran óptimos. El pH es una propiedad química del agua con gran influencia sobre otras propiedades. Sobre todo, el pH afecta la solubilidad de muchos compuestos, de manera que cambios en el pH pueden aumentar la disponibilidad de compuestos presentes en el agua pero no necesariamente disponibles, incluyendo compuestos tóxicos, o nutrientes que pueden conducir al cuerpo de agua a un proceso de eutrofización. De manera más notoria, los valores bajos de pH favorecen la solubilidad de metales pesados y los valores altos de pH favorecen la solubilidad del amoníaco, ambos altamente tóxicos. Los valores altos de pH también pueden ser deletéreos de manera directa, dañando la piel y branquias de muchos organismos acuáticos.

Ante la ausencia de series históricas de referencia, resulta difícil determinar con precisión cuáles deben ser los valores de pH esperados para un cierto cuerpo de agua. En estos casos resulta más informativo implementar un monitoreo con el fin de detectar cambios drásticos en los valores de pH actuales (cambios iguales o mayores a 1.4 puntos). Y en cualquier caso, los valores anómalos (inferiores a 6.5 o superiores a 9) son indicativos de condiciones desfavorables y probablemente de algún proceso de alteración. Las descargas de distintos tipos pueden tener valores de pH alejados de la neutralidad, dependiendo de su composición química. El pH puede mostrar variación diaria, oscilando entre valores más básicos durante el día y valores más ácidos durante la noche; o en días nublados. Esto obedece a la diferencia entre las tasas fotosintética y respiratoria durante el día y la noche. En la fotosíntesis, preponderante durante el día, el dióxido de carbono disuelto es asimilado por los organismos fotosintéticos. Durante la respiración, preponderante durante la noche, el dióxido de carbono es liberado al medio, tanto por organismos fotosintéticos como por animales. El dióxido de carbono en solución existe en equilibrio con el ácido carbónico (HCO_3^-), que ejerce un efecto acidificante sobre el medio acuoso y es responsable de la oscilación diaria en el pH. La oscilación diaria tenderá a ser mayor en cuerpos de agua con abundante vegetación acuática, y con poca capacidad de amortiguamiento. La fluctuación diaria en los niveles de pH puede ser observada en sistemas controlados y relativamente simples como lo es un estanque de acuicultura

(Wurst, 2003). El pH también puede mostrar variación estacional y anual, más probablemente asociada en estos casos al régimen de precipitación. El pH se puede medir con un pHímetro y sus unidades son adimensionales. Es necesario tener en mente que la escala de medición del pH es logarítmica, por lo que sus valores no pueden ser manejados matemáticamente ni interpretados como valores en una escala lineal típica.

Sólidos disueltos y suspendidos. Las concentraciones de sólidos disueltos y suspendidos son dos propiedades fundamentales del agua, de las que se derivan otras propiedades más particulares. Los sólidos disueltos son el conjunto de solutos en el agua cuyas partículas son menores a 2 μm , y son particularmente importantes. Las sustancias que contribuyen al total de sólidos disueltos presentes, o sólidos disueltos totales (SDT), incluyen a las sales, a compuestos orgánicos diversos y a algunos otros posiblemente presentes, de menor importancia. Para referirse a la diversidad de compuestos orgánicos en esta categoría de tamaño, se habla de materia orgánica disuelta (MOD). Las sales disueltas, consideradas por sí solas, determinan la salinidad del agua. De tal forma, en muestras de agua relativamente pura, i.e., con bajo contenido orgánico, la salinidad es aproximadamente igual a los sólidos disueltos totales. Los sólidos disueltos son directamente responsables de la conductividad del agua (determinada por los solutos con carga), e influyen en su color y claridad o transparencia. Los sólidos disueltos en una muestra de agua pueden ser determinados mediante métodos gravimétricos. Estos permiten una cuantificación precisa de las sustancias disueltas, y será necesario aplicarlos si se busca también identificarlas. Sin embargo, si no se busca la identidad precisa de los sólidos disueltos en un cuerpo de agua, o esta ha sido determinada con anterioridad, resulta más expedito estimar su concentración a través de la conductividad, utilizando un factor de corrección adecuado. Las unidades de los sólidos disueltos son los miligramos por litro. Los sólidos suspendidos son todas aquellas partículas en el agua mayores a 2 μm . Los sólidos suspendidos suelen ser mayormente partículas inorgánicas, sedimentos, limo y arenas, pero en aguas productivas también el fitoplancton puede contribuir a la carga total de sólidos. Este componente del agua es

reportado a través del parámetro de sólidos suspendidos totales (SST). Los sólidos suspendidos son directamente responsables de la turbidez del agua. Los sólidos suspendidos pueden cuantificarse filtrando muestras de agua con un filtro con un grosor de poros adecuado. Como ocurre con los sólidos disueltos, este método es el más preciso pero puede resultar tardado, e impráctico bajo condiciones de campo; por lo que es más común determinar la turbidez del agua y considerarla un sucedáneo de los sólidos suspendidos. Las unidades de los sólidos suspendidos son los miligramos por litro.

Transparencia y turbidez. Estos dos parámetros son usados para cuantificar propiedades ópticas e interrelacionadas del agua. Pueden ser también tratados juntos, al referirse a propiedades que son consecuencia directa de la carga de sólidos disueltos y suspendidos, respectivamente. La transparencia es definida como una medida de la penetración de la luz en el agua. El método tradicional para determinar la transparencia es mediante el uso de un disco de Secchi, sujeto a una cuerda graduada u otra forma de medir la profundidad. El valor de transparencia es determinado mediante observación humana directa y es reportada en centímetros. La turbidez, en ocasiones también llamada turbiedad, es una medida de la claridad del agua. Depende positivamente de la concentración de partículas suspendidas en la misma, que dispersan la luz que reciben de una fuente en todas direcciones, disminuyendo así la distancia que puede viajar en una dirección para ser percibida por un receptor, como el ojo humano (o cualquier tipo de ojo). La turbidez depende directamente de los sólidos suspendidos y puede ser utilizada como un sucedáneo de estos, pero es necesario tener en mente que la relación entre estos dos parámetros puede no ser lineal puesto que la cantidad de luz dispersada por las partículas en suspensión no sólo depende de su concentración, sino también de propiedades como su tamaño y color. La relevancia biológica de la transparencia y turbidez radica en su influencia sobre la cantidad de luz disponible y definición de la zona fótica— la zona en la que la luz puede penetrar y los organismos fotosintéticos pueden vivir. Tanto la transparencia como la turbidez son importantes también para todas las actividades y conductas de los animales acuáticos mediadas por la visión, como son el forrajeo, la depredación y el

reconocimiento y elección de pareja, entre otros. Pueden observarse de manera natural cambios estacionales y anuales en la turbidez y transparencia, asociados a los eventos de precipitación, que provocan un aumento en el arrastre y resuspensión de sedimentos en los cuerpos de agua. Pero también pueden registrarse cambios asociados a las actividades humanas en estas dos propiedades, en particular a aquellas que inducen aumentos en la erosión o conducen a la eutrofización. La denudación del suelo que ocurren durante la agricultura, el trazado de caminos, la construcción y la minería suelen provocar aumentos en los procesos erosivos que se pueden traducirse después en aumentos en la turbidez y disminución en la transparencia de aguas naturales. Un aumento en la concentración del fitoplancton en un cuerpo de agua puede conducir a los mismos resultados. En estos casos esperaríamos detectar cambios o tendencias asociadas a los ciclos o tendencias de actividad humana en la zona de influencia para el cuerpo de agua, y no a los ciclos de variación natural como la precipitación. La turbidez puede ser registrada con un turbidímetro, y es usualmente medida en unidades nefelométricas de turbidez (UNT), que indican la cantidad de luz que es dispersada por el material en suspensión. La turbidez y la transparencia muestran una relación cercana, inversa y no lineal, como se muestra en la Figura A1.

Salinidad. La salinidad es la concentración de sales disueltas en una muestra o cuerpo de agua. Las sales suelen constituir la fracción más importante de los sólidos disueltos totales, y son frecuentemente consideradas por separado dada su importancia biológica y limnológica. En las aguas dulces las sales más comunes son el calcio, magnesio, sodio, carbonatos y cloruros, todos los cuales se encuentran en su forma iónica y poseen carga eléctrica. Los cuerpos de agua son clasificados de acuerdo a su salinidad en cuerpos de agua dulce—la gran mayoría de los cuerpos de agua continentales, cuerpos salobres—fundamentalmente aquellos cuerpos de agua con una mezcla de aguas marinas y continentales, y cuerpos de agua salada— los mares y océanos. Los valores de salinidad limítrofes entre estas categorías son relativamente arbitrarios, y expresados en porcentaje, son los siguientes: agua dulce < 0.05% < agua salobre < 3% < agua salada. Los ambientes de agua salobre se

encuentran sobre todo en las zonas estuarinas e incluyen a las desembocaduras de ríos, manglares, marismas, ciénagas y lagunas costeras. Biológicamente son fundamentalmente dos aspectos los más relevantes en relación con la salinidad. El primero de ellos, el efecto negativo de la salinidad del agua sobre la solubilidad del oxígeno. En términos generales y bajo condiciones constantes, las aguas dulces suelen tener mayores concentraciones de oxígeno disuelto que las aguas saladas. Por otra parte, los ambientes con distintas salinidades imponen retos fisiológicos distintos a los organismos viviendo en ellos, que deben resolver para mantener el equilibrio osmótico en sus tejidos. Distintas especies están adaptadas fisiológicamente a las salinidades en las aguas que habitan, y aunque pueden observarse diferencias en la tolerancia a la salinidad exhibida por estas especies, la mayoría posee una tolerancia estrecha, ya sea dentro de un intervalo de baja o alta salinidad. Dichas especies son llamadas estenohalinas, y son incapaces de sobrevivir en aguas con diferente salinidad. Un número menor de especies, llamadas eurihalinas, es capaz de soportar un intervalo más amplio de salinidades y puede por lo tanto hacer uso tanto de ambientes de agua dulce como salobres e incluso en algunos casos marinos. Algunos animales eurihalinos, fundamentalmente peces y crustáceos, están adaptados para vivir en ambientes dinámicos con una salinidad cambiante, y en el caso de las especies diádromas poseen un ciclo de vida con fases en ambos tipos de ambiente. Existen métodos para cuantificar e identificar las sales en un volumen de agua, pero su aplicación la mayoría de las veces no se justifica en estudios de carácter ecológico. Como ocurre con las determinaciones de sólidos disueltos totales, de los cuales las sales forman una fracción importante, para estimar la salinidad se recurre a una medición de conductividad, que se compara después con un valor estándar basado en la salinidad del agua salada. Las estimaciones de salinidad bajo este método no tienen unidades propias, pero se denotan con las siglas en inglés psu (practical salinity units). Frecuentemente se pueden encontrar reportes de salinidad en porcentaje, gramos por kilogramo, miligramos por litro, y partes por millón/millar.

Conductividad. La conductividad del agua es su capacidad de transmitir un flujo eléctrico, y está directamente determinada por la concentración de solutos con carga eléctrica. El agua destilada por este motivo posee una conductividad despreciable, mientras que el agua salada posee una alta conductividad. Existen pocos motivos biológicos para conocer el valor de la conductividad de un volumen de agua per se. Un caso particular podría ser en estudios ecológicos de peces eléctricos. Otro caso particular corresponde al uso de la electropesca, método empleado en estudios de ecología animal que consiste en la aplicación de una corriente eléctrica en el agua, para hacer censos de animales acuáticos, predominantemente peces. En este caso, la determinación precisa de la conductividad puede ser útil para la elección y calibración del equipo de electropesca a ser usado. Normalmente la conductividad es medida como un sucedáneo de la concentración de solutos disueltos. Dado que la carga de sustancias disueltas en un cuerpo de agua bajo condiciones naturales es relativamente constante en el tiempo, un cambio en la conductividad suele ser indicativo de alguna forma de alteración. Particularmente, las descargas contaminantes, ricas en electrolitos, pueden provocar aumentos en la conductividad. La conductividad puede ser medida con un sensor apropiado, llamado conductímetro. Sus unidades más frecuentes son los microsiemens por centímetro.

Nutrientes. Aunque los nutrientes esenciales para los organismos fotosintéticos incluyen al nitrógeno, fósforo, potasio y azufre, las determinaciones de calidad de agua suelen limitarse a los dos primeros, los más importantes. La determinación de la concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P), nutrientes esenciales para los organismos fotosintéticos, está indicada especialmente en cuerpos de agua que reciben descargas municipales, agrícolas o pecuarias. La cuantificación de estos elementos puede aproximarse de distintas formas. En cualquier caso, para su correcta interpretación es indispensable conocer los ciclos biogeoquímicos de estas dos sustancias. En el caso del nitrógeno, se puede cuantificar el nitrógeno total, mediante el método de Kjeldahl (TKN por sus siglas en inglés), que incluye al amoníaco/amonio (NH_3/NH_4) y las formas orgánicas de nitrógeno, o se pueden cuantificar las formas intermedias en el

ciclo del nitrógeno, a saber, el amoníaco/amonio, nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3), mediante pruebas específicas. En este caso la fracción de nitrógeno orgánico no es tomada en cuenta. Esta aproximación es más frecuente y metodológicamente más sencilla. Adicionalmente, puede aportar información más detallada sobre la dinámica del nitrógeno en el sistema. Desde una perspectiva biológica, las formas de nitrógeno más relevantes son el amoníaco, por su alta toxicidad, y el nitrato, por ser la forma asimilable por organismos autótrofos. El fósforo en el medio acuático se encuentra como fósforo orgánico, formando parte de los tejidos vivos, o disuelto en forma de polifosfato y ortofosfato (PO_4). Los polifosfatos son degradados a ortofosfatos y estos son asimilados por los organismos fotosintéticos. Después de su asimilación mediante fotosíntesis, el fósforo regresa al medio por la descomposición de tejidos mediante la respiración. El fósforo puede también cuantificarse en su totalidad mediante una prueba de fósforo total, o puede determinarse sólo la concentración de fosfatos, la forma bioasimilable.

Concentración de oxígeno disuelto. El oxígeno disuelto (OD) es el parámetro de calidad de agua más importante en términos biológicos, ya que la inmensa mayoría de los organismos acuáticos, incluyendo animales, plantas y biota microbiana, requiere un suministro constante de oxígeno para respirar.

El oxígeno arriba a los cuerpos de agua a partir de dos fuentes: directamente del aire en contacto con el agua en la superficie, desde donde se difunde por el volumen de agua, y a partir de su excreción por organismos fotosintéticos sumergidos, durante la fotosíntesis. La concentración de OD en un punto y momento dados resulta del balance final de varias variables, tanto bióticas como abióticas. La tasa respiratoria, temperatura, altitud, salinidad y profundidad están negativamente relacionadas con la misma, mientras que la tasa fotosintética y agitación del agua lo están positivamente. Las mediciones de OD en un cuerpo de agua frecuentemente están enfocadas a la comunidad de peces, pues sus requerimientos son los más elevados de la comunidad biológica entera. Si los niveles de OD en un cuerpo de agua son adecuados para los peces, con certeza lo serán también para su comunidad de crustáceos y otros invertebrados; y si los niveles descienden notoriamente, los primeros

afectados serán los peces. Los requerimientos de OD para muchas especies comunes de peces, preponderadamente de las zonas templadas, son conocidos. De manera que si los requerimientos de oxígeno de las especies focales están documentados, los límites de lo que puede considerarse aceptable o bueno en una evaluación del OD pueden ajustarse de manera consecuente. De lo contrario, deben adoptarse criterios generales, que suelen ser suficientes. Como es de esperarse fisiológicamente, los requerimientos de especies e individuos de mayor tamaño, aquellas que habitan aguas frías y corrientes, y que tienen un estilo de vida activo, son mayores que aquellos de especies más chicas, que se encuentran en aguas más cálidas y calmas y con estilos de vida más sedentarios. Los salmónidos (truchas y salmones) son un ejemplo típico de peces con un requerimiento alto de OD. En términos generales, las condiciones anóxicas, con concentraciones menores a $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, se consideran letales, y las condiciones hipóxicas, con concentraciones entre 1 y $3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, severamente adversas. Para enfrentar condiciones hipóxicas, los peces poseen conductas compensatorias. Estas incluyen cambios en la profundidad para buscar zonas más ricas en oxígeno, disminución en su actividad, y la respiración directa de la superficie, que puede ser verificada a simple vista, entre otras. Los valores de OD por arriba del umbral de la hipoxia son progresivamente más propicios, hasta concentraciones alrededor de los $8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, más allá de las cuales los beneficios adicionales son menores, o para especies con requerimientos bajos, despreciables. Más aun, las concentraciones excesivas de oxígeno también pueden tener efectos desfavorables. En los peces, estos incluyen estrés fisiológico, trastornos como sobreinflación de la vejiga natatoria, formación de burbujas en los tejidos (*gas bubble disease*), e incluso la muerte. Para determinar estos riesgos y para otros posibles fines, es útil considerar no sólo la concentración de oxígeno, sino su saturación. La saturación de oxígeno es la cantidad de oxígeno disuelto en relación a la cantidad máxima que un volumen de agua puede contener a una temperatura y presión dadas. Un volumen de agua tiene una saturación del 100% cuando contiene la cantidad máxima teórica de oxígeno posible. Los cuerpos de agua tienden naturalmente a la saturación, sin embargo, bajo condiciones especiales como son la agitación vigorosa (por ejemplo en una

zona de rápidos o después de una caída de agua), un aumento rápido en la temperatura, o por efecto de una tasa fotosintética elevada, el agua puede alcanzar niveles de supersaturación ($>100\%$), que pueden provocar los efectos mencionados. Los valores de saturación pueden ser registrados directamente, o fácilmente derivados a partir de los valores de concentración, temperatura y altitud. Los valores de saturación menores a 60% y mayores a 125% se consideran adversos. La concentración de OD en un cuerpo de agua puede fluctuar a lo largo del día como resultado de las fluctuaciones en la temperatura y las tasas fotosintética y respiratoria. La tasa fotosintética, de mayor influencia, fluctúa alcanzando su máximo alrededor del mediodía y su mínimo antes del amanecer ⁸, lo que podría reflejarse en los niveles de OD observados. El método más común y práctico para determinar la concentración de OD es mediante un oxímetro electrónico. Las unidades empleadas son los miligramos por litro. La saturación es expresada como porcentaje.

Demanda Química de Oxígeno. La demanda química de oxígeno (DQO) es una cuantificación de la cantidad de oxígeno consumido por todos los procesos oxidativos en un volumen de agua por unidad de tiempo. Es utilizada como una medida indirecta de contaminación orgánica, referida específicamente a la capacidad de los contaminantes orgánicos presentes de disminuir o agotar el oxígeno disponible en el medio. Es una prueba especialmente indicada para aguas de las que se sabe o sospecha están contaminadas por descargas orgánicas considerables, frecuentemente aplicada para comprobar la eficiencia de una planta de tratamiento. Sus unidades son los miligramos de oxígeno por litro. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una prueba similar, diseñada para cuantificar sólo los procesos oxidativos llevados a cabo por la respiración de organismos unicelulares en el agua. Esta prueba frecuentemente se aplica, por convención, a lo largo de un periodo de incubación de 5 días (DBO_5), por lo que la prueba de DQO resulta más expedita.

Fig. A1. La relación entre turbidez y transparencia en un conjunto de 41 cuerpos de agua en el centro de México. Los datos pueden ajustarse a una función poder con ajuste moderado: $\text{Transp.} = 148.02\text{Tur}^{0.436}$ ($R^2 = 0.61$). Los valores extremos de turbidez (742.4 UNT) y transparencia (1,251 cm) corresponden respectivamente al lago de Chalco, un lago somero con mala calidad de agua en los límites de la Ciudad de México, y a la laguna de Santa María del Oro, un lago poco modificado en el estado de Nayarit (ver Gesundheit & Macías García, 2018).

APÉNDICE B

Funciones y gráficas de los subíndices utilizados en el índice adaptado a partir del OWQ/ por Gesundheit y Macías García (2018)

Fig. B1. Función del subíndice de OD para concentraciones por debajo de la saturación. $Si_{OD} = 0$ si $OD < 2$ mg/l, $-1.58OD^2 + 31.45OD - 56.58$ si $2 \text{ mg/l} \leq OD \leq 10$ mg/l, 10 si $OD > 10$ mg/l.

Fig. B2. Función del subíndice de OD para concentraciones por arriba de la saturación. $Si_{OD} = 100 * e^{((satOD-100)*-0.01197)}$

Fig. B3. Función del subíndice de N (amoníaco + nitrato).
 $Si_N = 101.82e^{-0.2809N}$ si $N \leq 10$ mg/l, 0 si $N > 10$.

Fig. B4. Función del subíndice de P (fósforo total).
 $Si_P = -10P + 100$ si $0 \text{ mg/l} \leq P \leq 100 \text{ mg/l}$, 0 si $P > 10$ mg/l.

Fig. B5.1. Función del subíndice de turbidez para cuerpos lóticos (UNT: unidades nefelométricas de turbidez). $Si_{Tur} = 100$ si $Tur < 10$ UNT, $143.84e^{-0.0364Tur}$ si $10 \text{ UNT} \leq Tur \leq 200 \text{ UNT}$, 0 si $Tur \geq 200 \text{ UNT}$.

Fig. B5.2. Función del subíndice de turbidez para cuerpos lénticos (UNT: unidades nefelométricas de turbidez). $Si_{Tur} = 100$ si $Tur < 40$ UNT, $562.34e^{-0.0432Tur}$ si $40 \text{ UNT} \leq Tur \leq 200 \text{ UNT}$, 0 si $Tur \geq 200 \text{ UNT}$.

Fig. B6. Función del subíndice de pH.

$$Si_{pH} = 2.628 \cdot e^{0.052pH} \text{ si } pH < 7, 100 \text{ si } 7 \leq pH \leq 8, 100e^{(pH-8) \cdot -0.15} \text{ si } pH > 8$$