

METODOLOGÍA PARA DETERMINAR NIVELES DE EUTROFIZACIÓN EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

METHODOLOGY FOR DETERMINING EUTROPHICATION LEVELS IN AQUATIC ECOSYSTEMS

Guillermo L. Vásquez Zapata^{1*}, Leonardo Herrera Orozco¹, Jaime R. Cantera Kintz¹, Alberto Galvis Castaño², Diana A. Cardona Zea² e Isabel C. Hurtado Sánchez².

¹Universidad del Valle, Grupo de Ecología de Estuarios y Manglares. gvasquez45@gmail.com, leonardo.herrera@correo.icesi.edu.co, jaime.cantera@correounivalle.edu.co.

²Universidad del Valle, Facultad de Ingeniería, Instituto CINARA. alberto.galvis@correounivalle.edu.co, diana.a.cardona@correounivalle.edu.co, isabel.hurtado.s@correounivalle.edu.co

Recibido: Abril 9 de 2012

Aceptado: Junio 28 de 2012

*Correspondencia del autor. Universidad del Valle, Grupo de Ecología de Estuarios y Manglares. gvasquez45@gmail.com

RESUMEN

Este trabajo se desarrolló en el marco del proyecto “Actualización de los usos y criterios de calidad para la destinación del recurso hídrico en Colombia”, Convenio de Asociación N°163 entre el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial y la Universidad del Valle. El objetivo fundamental es establecer aspectos metodológicos para identificar: variables, condiciones naturales, actividades de origen antrópico, tensores y las acciones de cambio ambiental que puedan incidir en eventuales procesos de eutrofización en ecosistemas acuáticos, acotando que podrá servir de insumo para el diseño de los planes de manejo ambiental en materia de recursos hidrobiológicos, que incluya acciones conducentes a evitar, prevenir, o en su defecto, minimizar los posibles impactos que se puedan generar por procesos de eutrofización. Sobre la base conceptual de eutrofización, de la química ambiental de los macronutrientes asociados (N y P), causas, sintomatología y efectos, se tuvo en cuenta como elemento de juicio, el análisis multivariado de indicadores de eutrofización para el diseño de una matriz conducente a desarrollar un programa de seguimiento y control en los cuerpos hídricos por parte de la Autoridad Ambiental competente o de un programa de desarrollo, matriz que incluye los siguientes elementos fundamentales: tipo de cuerpo de aguas, piso altitudinal, condiciones o procesos que la determinan, variables abióticas-bióticas indicadoras con sus respectivos criterios de referencia, condiciones naturales y eventuales tensores de origen antrópico.

Palabras claves: eutrofización, macronutrientes (N y P), ecosistemas acuáticos.

ABSTRACT

This work was developed in the framework of the project “Upgrading of the uses and quality criteria for water resource destination in Colombia” Support No. 163 by the Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo territorial and the Universidad del Valle. The main purpose is to identify methodological set: variables, natural conditions, anthropogenic activities, stressors and environmental change actions that may affect eutrophication in aquatic ecosystems, noting that can serve as input for the design of the environmental management plans on aquatic resources, including actions aimed to avoid, prevent, or otherwise, limit any impacts that may be caused by eutrophication. Based on conceptual eutrophication of environmental chemistry associated macronutrients (N and P), causes, symptoms and effects, are taken into account as an element of judgment, multivariate analysis of indicators of eutrophication for the design of a matrix conducive to develop a monitoring and control in water bodies by the competent environmental authority or development program, which includes the following matrix elements: water body type, altitudinal level, conditions or processes that determine, abiotic and biotic indicator variables with their respective benchmarks, natural conditions and eventual anthropogenic stressors.

Key words: eutrophication, macronutrients (N and P), aquatic ecosystems.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo ha sido realizado por el Instituto de Investigación y Desarrollo en Abastecimiento de Agua, Saneamiento Ambiental y Conservación del Recurso Hídrico – CINARA, de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle, en el marco del proyecto “Actualización de los usos y criterios de calidad para la destinación del recurso hídrico en Colombia”, Convenio de Asociación N° 163 entre el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial y la Universidad del Valle.

Cuando se hace una evaluación de impacto ambiental (EIA) sobre los recursos hídricos e hidrobiológicos, es necesario predecir y evaluar los eventuales impactos que las actividades antrópicas puedan causar sobre la estructura y dinámica de los ecosistemas acuáticos naturales y de aquellos que presentan interacción y transformación permanente de origen humano (ej: actividades relacionadas con expansión: agropecuaria, industrial y urbana, entre otros). Por tal razón, hay que tener en cuenta los componentes abióticos, bióticos y los flujos de materia y energía de los sistemas naturales que puedan ser afectados, con el propósito de realizar una valoración del impacto que conduzca al planteamiento del respectivo plan de manejo ambiental (PMA), que permita evitar esos posibles impactos y los consecuentes efectos que de ellos se puedan derivar. Las evaluaciones de impacto ambiental presentan una estructura en la cual interactúan: el entorno natural (*oferta ambiental*) y las características propias del programa de desarrollo (*demanda ambiental*). Ésta secuencia se define por la caracterización del estado inicial del medio (ecosistema) que recibirá directa y/o indirectamente la acción

del programa, la descripción de las actividades a ejecutar (ej: establecimiento del uso de un cuerpo hídrico), y la identificación de eventuales impactos (1).

El conocimiento de la dinámica de los cuerpos de aguas naturales, con base en el análisis de los parámetros físico-químicos, biológicos y sus variaciones en función de: piso altitudinal, posición geográfica, condición climática, tipo de ecosistema, características de la zona de vida, naturaleza geoquímica del sustrato, aspectos geológicos y geomorfológicos, tipos de cuerpo de agua (lótico, lenítico, estuario), profundidad de la columna de agua, entre otros aspectos, permitirá el análisis de la condición espacio-temporal referente a la distribución de la biota acuática en general (flora microbiana, fitoplancton, macrófitas acuáticas, zooplancton, macroinvertebrados acuáticos, fauna íctica), de las tendencias de sus variaciones y de los procesos de productividad natural que tiene que ver con el flujo de energía y niveles trofodinámicos que en el ecosistema acuático se establezcan. Además, se podrán proyectar acciones referentes a planes de control y manejo adecuado de las condiciones, evitando alteraciones drásticas que podrían ir en detrimento de la calidad de las aguas, del equilibrio de los diferentes ecosistemas acuáticos, de los flujos normales de materia y energía, de los niveles de productividad natural, de la distribución de la biota acuática y de los niveles de producción.

Como es de esperarse, estos estudios deben ser metodológicos, debido a la alta variación que involucran los procesos ecológicos, obteniendo así resultados con un buen margen de confianza, que incluso permita dimensionar y evaluar eventuales impactos y efectos que pue-

dan generar tensores de origen antrópico. Para el caso de las cuencas hídricas y cuerpos de agua, uno de los principales procesos que modifican el flujo energético, y el desarrollo de los procesos y funciones normales, es la eutrofización, entendiéndola como un proceso en donde se incrementan considerablemente los niveles de macronutrientes (representados fundamentalmente por N y P); y por ende, las demandas de oxígeno disuelto debido a la actividad iónica generada a través de los ciclos de degradación de la materia inorgánica u orgánica presentes.

Los valores de las variables abióticas y bióticas que indican eutrofización son específicos para cada cuerpo de agua. Esto se asocia a que están influenciadas por diferentes condiciones naturales, factores, actividades y tensores, aunque estos últimos sean similares en diferentes casos. Estas diferencias se acentúan en las diversas escalas temporales y espaciales; por esto, las características particulares locales o puntuales no permiten establecer unos valores globales, incluso regionales, que indiquen específicamente un grado de eutrofización. Por esta razón, es necesario recurrir a los registros históricos acerca de las condiciones iniciales del cuerpo de aguas y a su dinámica temporal. Esto implica que para abordar el problema desde lo cuantitativo, deben emplearse herramientas estadísticas multivariadas que reflejen la particularidad en el tiempo y en el espacio del sistema hídrico específico a analizar (2).

Una forma para tratar de entender y dimensionar la situación, es establecer un plan de monitoreo o seguimiento de las condiciones que puedan eventualmente promover procesos de eutrofización, para lo cual se puede recurrir al empleo de matrices de valoración de los factores que induzcan a esta situación. Esta herramienta, más allá de presentar valores cuantitativos, permite mediante estrategias de chequeo y de valoración cualitativa, dimensionar la susceptibilidad que un ecosistema acuático presente estados de eutrofización, aclarando que hay que considerar los aspectos mencionados en el párrafo anterior (3).

Esta situación se aborda en este documento y tiene como objetivo establecer aspectos metodológicos para identificar: variables, condiciones naturales, actividades de origen antrópico, tensores y los procesos de cambio ambiental que incidirán en eventuales eutrofizaciones, acotando que podrá servir de insumo para el diseño de los planes de manejo ambiental en materia de recursos hidrobiológicos, que incluya acciones conducentes a

evitar, prevenir, o en su defecto, minimizar los posibles impactos que se puedan generar por procesos de eutrofización.

Marco conceptual relacionado con eutrofización.-

Tanto los sistemas hídricos loticos (ríos, quebradas, manantiales) como los leníticos (lagos, estanques, embalses) y las zonas estuarinas, sufren procesos de eutrofización cuando sus aguas se enriquecen en nutrientes. El problema radica en que si hay exceso de nutrientes, crecen en abundancia las plantas y otros organismos. Posteriormente cuando estos mueren, se descomponen y se degradan conllevando a la explosión poblacional de bacterias. Esta situación aumenta la demanda del oxígeno disuelto, modificando negativamente la calidad del agua. Como consecuencia de ello, las aguas dejan de ser aptas para el normal desarrollo y distribución de la mayor parte de la biota acuática, y como eventual resultado final, el ecosistema acuático modifica sus funciones y procesos ecológicos normales (4).

El estado trófico de un ecosistema acuático lo determina la concentración de nutrientes. Cuando es pobre en nutrientes se denomina oligotrófico y se caracteriza por presentar aguas claras, transparentes, con buen índice de penetración lumínica, el crecimiento de las algas es pequeño y mantiene a pocos animales; como bio-indicadores, se puede aseverar que la biota acuática que se encuentra es característica de aguas bien oxigenadas, por ejemplo, la presencia de macroinvertebrados acuáticos de los Ordenes: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, así como también especies de peces de los Salmónidos (truchas y afines). Al ir presentándose el aporte de nutrientes, el sistema hídrico tiende a convertirse en eutrófico. Las algas crecen en gran cantidad incrementando la turbiedad del agua, muchos de estos organismos mueren y son descompuestos por la actividad de las bacterias con lo que se presentan altas demandas de oxígeno disuelto; no pueden vivir los peces que necesitan aguas ricas en este gas; razón por la cual, en un sistema hídrico de esas características se encontrará otro tipo de biota acuática, representada principalmente por especies euritópicas que se adaptan fácilmente a condiciones de aguas poco saturadas en oxígeno disuelto. En algunos casos, se producirán entonces condiciones anaeróbicas acompañadas de malos olores, aumenta la turbiedad, deteriorándose la calidad desde el punto de vista del consumo humano o de su uso para actividades deportivas. Consecuencia de ello, las zonas bentónicas de estos sistemas se van rellenando de sedimentos y la profundidad de la columna de agua va disminuyendo,

perdiéndose progresivamente la capacidad hidráulica; y por ende, la de carga hidrobiológica. (5, 6).

Química ambiental de los macronutrientes (N y P) asociados a la eutrofización.- Los nutrientes que más influyen en el proceso de eutrofización son el Fósforo y el Nitrógeno; de hecho, estos son denominados *macronutrientes* por su fuerte influencia en el desarrollo de los organismos. En algunos ecosistemas el factor limitante es el ion fosfato, como sucede en la mayoría de los sistemas leníticos continentales. En los ecosistemas marinos, el factor limitante es el nitrógeno para la mayoría de las especies de plantas. En las últimas cuatro décadas las concentraciones de nitrógeno y fósforo en mares y lagos casi se han duplicado debido a la descarga de los ríos, que llevan estos nutrientes usados en diversas actividades humanas. En el caso del nitrógeno, una elevada proporción (alrededor del 30%) llega a través de la contaminación atmosférica. El nitrógeno es más móvil que el fósforo y puede ser lavado a través del suelo o saltar al aire por evaporación del amoníaco o por desnitrificación. La dinámica ambiental del nitrógeno y el fósforo es bien conocida, aunque es difícil estudiar y documentar las transformaciones detalladas del nitrógeno que se producen en el suelo y en el agua. (1, 7).

El ciclo del nitrógeno es sumamente dinámico y complejo, sobre todo en los procesos microbiológicos, responsables de la mineralización, fijación y desnitrificación del nitrógeno. Por lo general, en los suelos que no están empantanados, el N del suelo (retenido como proteína de la materia vegetal) y el N de los fertilizantes se transforman microbiológicamente en NH_4^+ (amonio) mediante el proceso de amonificación. El ion de amonio se oxida por la acción de dos grupos de bacterias (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) convirtiéndose finalmente en NO_3^- , con un paso intermedio en la formación del ión Nitrito (NO_2^-), inestable, en un proceso llamado nitrificación. La urea se hidroliza fácilmente en amonio. El ciclo del N está controlado en gran parte por bacterias, por lo que el ritmo del mismo depende de factores como la humedad del suelo, la temperatura, el pH, entre otros factores. El NO_3^- es el producto final de la descomposición aeróbica del N y está siempre disuelto y móvil. (8).

El comportamiento del fósforo es muy sencillo y sus iones están asociados con la fase en partículas. En estudios realizados sobre el desplazamiento del fósforo desde las tierras agrícolas, se observa que la parte más importante se incorpora a los materiales arcillosos y es transportada como producto de la erosión. El fósforo

es fácilmente accesible a las plantas acuáticas, hasta el punto en que el fósforo medido en aguas superficiales quizá represente únicamente una parte residual, después de que haya sido absorbido en su mayor parte por la vida vegetal. Consecuentemente, en estudios acuáticos, lo que se intenta analizar fundamentalmente son las formas de fósforo asociadas a sedimentos, ya que éstas tienden a dominar el total del flujo del fósforo (9).

Causas de la eutrofización.- Se pueden sintetizar en las siguientes: procesos naturales que se va produciendo lentamente por el aporte de material alóctono representado en nutrientes; y por tensores de origen antrópico, tales como el efecto de vertimientos de aguas residuales, los cuales agilizan el proceso hasta llegar a situaciones drásticas de contaminación. Dentro de este grupo, se encuentran los vertimientos urbanos (con alta carga de detergentes y desechos orgánicos), los de procedencia de actividades agropecuarias, los cuales aportan fertilizantes y a la vez, desechos orgánicos y otros residuos ricos en fosfatos y nitratos, sin descartar también las aguas residuales procedentes de actividades industriales, como por ejemplo: lácteos, cárnicos, comestibles, entre otros.

Los sistemas lóticos presentan menor riesgo de eutrofización, especialmente en sus nacimientos, en zonas alta, comparándolos con los leníticos. En los sistemas marinos y costeros, los procesos de eutrofización se presentan principalmente en bahías y estuarios, modulados por la influencia de las corrientes mareales. En estos ambientes, contrario a lo planteado por los limnólogos en aguas continentales, se sostiene que el factor limitante asociado a la eutrofización es el nitrógeno (10). Aunque aún hay mucha discusión sobre si puede ser el fósforo (como en aguas continentales. En general, los procesos de eutrofización en áreas costeras del país se asocian a las descargas de ríos sobre el mar, y al impacto sobre los ríos y costas, de los asentamientos humanos. Un caso de especial relevancia sobre eutrofización marina es el de la Ciénaga Grande, en el departamento del Magdalena, promovida por el mal desarrollo de obras de ingeniería (11).

Finalmente, en Colombia existen varios embalses con volúmenes superiores a los mil millones de metros cúbicos, localizados principalmente sobre las cuencas de los ríos Magdalena y Cauca y la altiplanicie de Cundinamarca-Boyacá. La mayoría tienen como fin la generación de energía eléctrica. Estos grandes volúmenes de agua, contienen sistemas ecológicos con tensores

asociados a eutrofización pero el conocimiento de estos procesos es limitado. Los problemas de eutrofización a menudo inhabilitan el embalse para la recreación y la pesca, incluso para la preservación de flora y fauna al presentar aguas acidificadas, con metano y hierro soluble, las cuales se vuelven tóxicas, llegando a afectar la biota en los cauces de ríos y quebradas receptoras de sus vertidos. Los estudios fisicoquímicos muestran altas variaciones en los parámetros de condiciones asociadas a eutrofización; estudios de perfiles de oxígeno en diferentes embalses muestran desde curvas ortógradas hasta fuertemente clinógradas, indicando agotamiento de oxígeno a los 10 m de profundidad (5).

No se puede partir del supuesto de que todas las aguas tienen bajos niveles naturales de nutrientes. En algunas zonas, por ejemplo en los lagos situados en zonas de suelos agrícolas ricos, las aguas han estado tradicionalmente muy enriquecidas por nutrientes asociados a la erosión natural de los suelos fértiles. En tales situaciones, la existencia de la eutrofización, si bien innegable, debe medirse en función de normas arbitrarias que reflejan criterios de calidad del agua establecidos en función de las necesidades de la sociedad en lo que respecta al aprovechamiento beneficioso del agua. Para el caso específico de la eutrofización en aguas naturales, las actividades que más pueden incidir son aquellas que se generan por actividades antrópicas, producto de programas de desarrollo, tales como: la agricultura, la ganadería y la acuicultura en sus diferentes niveles de producción (extensivo, semi-intensivo, intensivo y super-intensivo); así como también, las aguas residuales provenientes de los asentamientos humanos y de los procesos industriales.

Sintomatología y efectos de la eutrofización.- Los síntomas y efectos de la eutrofización según (1, 12), se pueden indicar a través de los siguientes aspectos: aumento de la producción y biomasa de fitoplancton, algas asociadas y microfitas; modificación de las características del hábitat debido a la transformación del conjunto de plantas acuáticas: sustitución de especies ícticas y de macroinvertebrados; producción de toxinas por afloramientos de algas; modificación de características organolépticas (gusto, olor, color); baja en las concentraciones de oxígeno disuelto del agua y de su porcentaje de saturación, especialmente al finalizar los eventos de proliferación de algas, lo que normalmente da lugar a una mortandad de peces; colmatación y obstrucción de los canales de riego por las malas hierbas acuáticas.

Indicadores de eutrofización para un seguimiento y control en cuerpos hídricos.-Las diferentes variables abióticas y bióticas que interactúan en un ecosistema acuático epicontinental como por ejemplo: las relaciones trofodinámicas, los ciclos de degradación de macronutrientes (Nitrógeno y Fósforo), la generación autónoma de ellos, su capacidad de autodepuración; así como también, la caracterización de parámetros fisicoquímicos y biológicos de los cuerpos de aguas naturales, determinan las variaciones espacio-temporales y el tipo de biota que puedan adaptarse a estos ecosistemas acuáticos.

Al margen de catalogar las especies acuáticas como euritópicas o estenotópicas, ellas poseen rangos óptimos para su normal desarrollo tanto somático como reproductor, rangos que están dados fundamentalmente por: los gradientes térmicos, la turbiedad, el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, la concentración de dióxido de carbono resultante de los procesos naturales de respiración u oxidación, el pH, la acidez total, la alcalinidad total, la dureza total, la presencia de nutrientes y sus ciclos de degradación reflejado en la actividad iónica relacionada con la concentración de sólidos disueltos, entre otros factores.

Con el propósito de facilitar el manejo de los indicadores de primer nivel y su interpretación acerca de las condiciones naturales y/o inducidas, se procede a identificar aquellas variables abióticas y bióticas que permiten establecer un diagnóstico preliminar pero preciso, relacionado con la tendencia o no al desarrollo de eutrofización en un ecosistema acuático, cuyo alcance es el diseño de una matriz de evaluación, la cual podrá ser empleada como herramienta para establecer el diagnóstico inicial de las condiciones del ecosistema y la tendencia o no a la eutrofia, debido a tensores que incidan directa y/o indirectamente en este proceso. Los elementos que integran esta matriz de evaluación, permiten identificar inicialmente, el tipo de cuerpo de aguas naturales, su ubicación espacial en función de los pisos altitudinales y la época climática relacionada fundamentalmente con baja o alta intensidad de lluvias.

Es necesario considerar el *tipo de cuerpo de aguas naturales*, basándose en la caracterización general de: velocidad de corriente, caudal, anchura potencial útil, y dinámicas tanto vertical como horizontal de la masa de aguas, pues los estados de eutrofización son más susceptibles de presentarse en sistemas leníticos (léníticos) en comparación con los lóticos. En los estuarios, las

zonas interiores (como esteros y manglares), son más susceptibles a esta situación en comparación con las aguas estuarinas de la “boca”. En las aguas marinas, el intercambio de agua por mareas incide fuertemente.

El piso altitudinal: según (13), en la zona tropical se forman pisos térmicos que varían en $f(x)$ de la altura sobre el nivel del mar y el promedio de temperatura ambiental de cada piso, para lo cual, se establecen los siguientes:

- Basal o cálido o tropical, localizado entre 0 msnm a 1000 msnm, con temperaturas superiores a 24.0 °C.
- Pre-montano o templado, ubicado entre 1001 msnm a 2000 msnm, con temperaturas que oscilan entre 15.5 °C y 24.0 °C.
- Montano bajo o frío, localizado entre 2001 msnm a 3000 msnm, con temperaturas que fluctúan entre 12.0 °C y 15.5 °C.
- Montano o páramo, ubicado entre 3001 msnm a 4000 msnm, con temperaturas que oscilan entre 6.0 °C y 12.0 °C.
- Alpino, localizado entre 4001 msnm a 5000 msnm, con temperaturas permanentes e inferiores a 6.0 °C.
- Nival: con alturas superiores a los 5001 msnm, y temperaturas inferiores a 3.0 °C.

Para efectos del desarrollo de la matriz de eutrofización, solamente se consideran los pisos altitudinales basal, pre-montano y montanos, puesto que estos procesos se acentúa a medida que se desciende en el piso altitudinal. En los otros pisos superiores, la tendencia a eutrofización por condiciones naturales y por incidencia antrópica es de mínima magnitud en términos de impacto ambiental.

La temperatura del agua: en función del piso altitudinal, incide en los procesos de eutrofización, ya que actúa como un parámetro que puede en un momento dado acelerar o disminuir la velocidad de las reacciones químicas, incluyendo los ciclos de degradación de materia orgánica que se presenten tanto en la columna de agua como en las zonas bentónicas de los ecosistemas acuáticos, incluyendo en estas últimas los sedimentos. La eutrofización se manifiesta con mayor probabilidad cuando los ecosistemas acuáticos se encuentran localizados a nivel del mar o en los pisos basales, con temperaturas ambientales e hídricas superiores a 24.0°C, con menor nivel de probabilidad si están ubicados en pisos pre-montanos, con temperaturas que oscilan entre 17.0°C y 24.0°C, y en pisos montano-bajo con tempe-

raturas inferiores a los 15.5°C.

La Turbiedad: se debe a la presencia de material tanto inorgánico como orgánico que se encuentra en suspensión en la columna de agua. A la vez, el grado de ella dependerá fundamentalmente de la naturaleza, tamaño y cantidad del material en suspensión, así como también, de las tasas de sedimentación tratándose específicamente de un sistema lenítico.

Esto determina entonces, que la profundidad de la zona eufótica (criterio físico) disminuya significativamente, trayendo como consecuencia disminución a la vez de la zona trofógena (la de mayor generación de niveles tróficos) e incremento de la zona trofólítica, en donde los procesos de respiración y oxidación superan significativamente a los de producción. Por esta razón, un sistema acuático con tendencia a la eutrofización, presentará zonas trofógenas menores en comparación con las trofólíticas, desencadenando otras reacciones que van en detrimento de la calidad de las aguas, como por ejemplo: la acumulación de macronutrientes (N y P), puesto que por deficiencias de la oferta ambiental del oxígeno disuelto, sus ciclos de degradación son lentos, y propician a la vez, la proliferación de microorganismos que deterioran consecuentemente la calidad de las aguas naturales.

La presencia de compuestos a base de **fósforo** corresponden a los principales generadores de eutrofización, en donde se puede establecer al aporte de este elemento relacionándolo con la capacidad de carga que puede soportar un ecosistema acuático, en particular uno lenítico, expresando sus concentraciones en: gramos de Fósforo/m²/fracción de tiempo. Los valores corrientes en los lagos de países desarrollados oscilan entre 0.1 gP/m²/año y 1.0 gP/m²/año. Cargas entre 10.0 gP/m²/año y 100.0 gP/m²/año, corresponden a situaciones de eutrofia muy alta. El fósforo que ingresa al sistema acuático es compensado en dos vías a saber: el que abandona el sistema por efluentes y el que se deposita con el tiempo en los sedimentos de la zona bentónica, o sea el que queda retenido, el cual representa una fracción considerable de la carga, normalmente entre el 5% y el 60%. El fósforo que abandona el sistema hídrico corresponde a su concentración en las capas superiores que alimentan al efluente, ya que este elemento sostiene un ciclo biológico que tiene un máximo condicionado al afloramiento en exceso de la clorofila, y que no puede procesar más de 20.0 gP/m²/año (14).

Aunque para evaluar el aumento de la producción de algas, es mejor considerar las concentraciones de fósforo en términos de fósforo total (15), para propósitos prácticos en el diseño y evaluación de la matriz de eutrofización, se considera más apropiada la determinación de las concentraciones de fosfatos (presentes en la columna de agua) y del fósforo asociado al sedimento, como indicadores de primer nivel que eventualmente pueden propiciar procesos de eutrofización. Consecuentemente, si estos valores sobrepasan a los criterios de calidad de aguas naturales establecidos (0.025 mgP/L), podrán ser considerados como un mecanismo de alerta de iniciación de eutrofia; y entonces, sobre la base de condiciones particulares del sistema hídrico, y si la Autoridad Ambiental lo requiere, se procederá a la determinación de los otros parámetros ligados con la presencia del fósforo en sus diferentes etapas del ciclo de degradación, como complemento de la información química.

Otra variable que incide en procesos de eutrofización es la presencia del nitrógeno puesto que una de las fuentes de este elemento en los ecosistemas acuáticos es la materia orgánica, la cual al entrar en descomposición lo libera en forma de amoníaco y es el punto de partida de la amonificación, en donde las bacterias descompositoras rompen las cadenas de aminoácidos de la materia orgánica muerta para obtener energía, liberando los grupos aminos en forma de amoníaco, y esta es una reacción unidireccional, pues el amoníaco liberado es entonces absorbido directamente por la vegetación acuática e incorporado a sus respectivos aminoácidos, que pasarán a través de la cadena alimenticia.

No obstante, por acción de bacterias del Gr. *Nitrosomonas*, se presenta un proceso de oxidación para el paso de amoníaco a nitritos, a través de una etapa intermedia: la formación del ión amonio; y posteriormente, las bacterias del Gr. *Nitrobacter* continúan con la oxidación del ciclo hasta su transformación a nitratos, proceso conocido como nitrificación, con producción de energía. Pero el ciclo se puede revertir, en donde el nitrógeno en la forma de nitrato puede transformarse en nitrógeno molecular gaseoso (N_2) por la acción de bacterias desnitrificantes, representadas por numerosas especies del Género *Pseudomonas* y también por el *Thiobacillus denitrificans*, acción denominada desnitrificación. Estos procesos ocurren bajo ciertas condiciones de temperatura y pH, pero lo esencial es el carácter anaerobio tanto de la nitrificación como de la desnitrificación, o como también se le denomina a esta última, respiración anaerobia de nitratos, proceso éste en el que el NO_3^{-1} es

el aceptor terminal de electrones en esta cadena respiratoria anaerobia (16).

Dado que el amoníaco puede ser incorporado directamente a la vegetación acuática y aunque es muy tóxico en el análisis de calidad de aguas, se consideran como indicadores químicos de procesos de degradación de materia orgánica y como indicadores de primer nivel de tendencia al desarrollo de procesos de eutrofización, las concentraciones de los iones **Amonio** (criterio de referencia: 0.5 mgNH₄/L) y **Nitritos** (criterio de referencia: 0.05 mgNO₂/L), ya que estas fases requieren procesos de oxidación debido a la actividad bacteriana, lo cual a la vez, son indicadores de demandas bioquímicas de oxígeno (DBO₅), evidenciando que en el hipolimnion anaeróbico de sistemas leníticos productivos, no se produce la descomposición, ya que ésta solo se realiza en condiciones aeróbicas. Como el comportamiento de estas dos variables de referencia (amonio y nitritos) es similar en los procesos de eutrofización, para propósitos prácticos en el uso de la matriz, se puede recurrir a la determinación de una de ellas, acotando que la valoración integrada de ambas, permitirá dimensionar en qué parte del ciclo se encuentra el proceso de degradación de la materia orgánica (1).

Por otro lado, es importante asociar la relación carbono:nitrógeno, ya que la cantidad de carbono de la materia orgánica es, en términos generales, al menos en orden de magnitud, mayor que la de nitrógeno. Cuando los compuestos orgánicos de la biota acuática, en forma particulada o disuelta se descomponen y son integrados a manera de gases en la columna de agua, parte de ellos se pueden mineralizar, formándose carbono inorgánico, sobre todo CO₂, y nitrógeno inorgánico; razón por la cual, el metabolismo proteolítico de los hongos y bacterias utiliza más nitrógeno que carbono. Al hacerse más lento el ritmo de descomposición a causa de la mayor resistencia de los compuestos orgánicos residuales de la materia orgánica, el efecto neto es un aumento de la relación carbono:nitrógeno (15). Esta es otra razón por la cual, en el manejo de la matriz de eutrofización, se considera la valoración de la concentración de **dióxido de carbono disuelto**, como un indicador de primer nivel.

Como resultado de la presencia de macronutrientes (N y P) y de sus ciclos de degradación en los ecosistemas acuáticos, otra variable a emplear para dimensionar y evaluar tendencia a la eutrofización es la conductividad, por relacionarse con la concentración de Sólidos Disueltos Totales (SDT) resultantes de la actividad iónica

citada anteriormente, aclarando que esta variable debe emplearse únicamente para la evaluación de eutrofización en los ecosistemas acuáticos epicontinentales y no es aplicable a los sistemas estuarinos, por la incidencia propia de las aguas marinas, ya que por su naturaleza, éstas últimas presentan altos niveles de conductividad y de SDT. Por consiguiente, esto aplica en las cabezas de los estuarios y en los esteros interiores, pero no en aguas marinas con salinidad superior a 10.0. No obstante, para facilitar el entendimiento de un proceso de eutrofización, se considera como variable fundamental la conductividad.

Con base en lo anterior, se pueden mostrar las afinidades entre los SDT y la conductividad estableciendo un valor para conductividad (c) en la siguiente fórmula: $Kc = T$, en donde, K es la conductividad expresada en $\mu\text{S}/\text{cm}$ a una temperatura dada; c es un coeficiente determinado empíricamente para obtener T , y esta última corresponde a la abreviatura de SDT. A partir de esto, para obtener el valor de los sólidos disueltos totales, se puede emplear un simple análisis de conductividad referido a una temperatura estándar (17).

Si se asocia la conductividad en los ecosistemas acuáticos epicontinentales a la actividad iónica desarrollada, perfectamente se puede emplear esta variable como indicadora de primer nivel y como mecanismo de atención de eventual tendencia a la eutrofización, valoración que se complementará y deberá estar en correspondencia con la concentración de los iones resultantes del ciclo de degradación de los macronutrientes (N y P). Se toman como criterios de referencia los siguientes: para pisos basales: $\leq 130 \mu\text{S}/\text{cm}$; para pre-montanos: $\leq 60 \mu\text{S}/\text{cm}$ y para montanos: $\leq 30 \mu\text{S}/\text{cm}$ (5, 15).

Otras variables que ameritan especial interés de análisis en los procesos de eutrofización de las aguas naturales, son las fluctuaciones que en función espacio-temporal se presenten con las concentraciones de oxígeno disuelto y dióxido de carbono disuelto. La concentración de estos gases en un cuerpo de aguas naturales depende de los procesos de productividad natural bioenergética, basados en la relación fotosíntesis-respiración-oxidación.

En cuanto al **oxígeno disuelto**, en las aguas naturales las concentraciones de este gas están variando permanentemente, debido a los procesos físicos, químicos y biológicos que se dan continuamente. Las fuentes principales de oxígeno en el medio acuático son: el intercambio con el medio atmosférico y el proceso bioenergético de

la fotosíntesis, generado por el fitoplancton y las macrofitas acuáticas. (5, 17). Dadas las fluctuaciones en la concentración de este gas, es más práctico presentar los resultados relacionando los valores peso a volumen (mgO_2/L) con la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), en términos de *Porcentaje de Saturación de O.D.* En las aguas naturales, el valor óptimo de saturación de oxígeno debe ser del 100% específicamente para cada temperatura y altura sobre el nivel del mar. Valores inferiores indican déficit y valores superiores denotan sobresaturación (18).

Este criterio es necesario tenerlo en cuenta para el análisis de la condición del cuerpo de aguas referente a la capa aeróbica, tasas de degradación de materia orgánica y en particular, para la toma de decisiones acerca del manejo de la calidad del agua y en los estudios de impacto ambiental. No obstante, es necesario indicar que un porcentaje de saturación del 80% de oxígeno disuelto, se considera como el “mínimo óptimo”; y sobre esta base, se pueden hacer los respectivos ajustes, con el fin de mantener condiciones aeróbicas adecuadas para cualquier tipo de propósito en el manejo de aguas naturales (1, 18).

En la Tabla 1, y en la Figura 1, se presentan los valores correspondientes a las concentraciones de oxígeno disuelto, en función de la temperatura hídrica, teniendo como patrón el 80% de saturación de este gas en cada una de ellas. Por lo anterior, se propone que esta variable como criterio de calidad para determinar aspectos de eutrofización, debe relacionarse directamente con el piso altitudinal y la temperatura hídrica particulares del sistema hídrico a analizar.

En el caso del **dióxido de carbono disuelto**, se ha propuesto adicionar esta variable a los criterios de calidad de aguas naturales, para aplicarlos según el uso particular del sistema hídrico: el desarrollo de programas de pesca, acuicultura continental, preservación de ecosistemas acuáticos continentales; y recreación y turismo (contacto primario y secundario); en procesos de eutrofización; y en general, en el manejo y gestión de los recursos hidrobiológicos continentales, dado que es necesario establecer las relaciones de producción y consumo de este gas con las correspondientes a las de oxígeno disuelto en un ecosistema acuático.

En sistemas acuáticos leníticos (lénticos), la relación y el balance de producción de oxígeno disuelto y dióxido de carbono disuelto en función de la profundidad de la columna de agua, sirve también para determinar el es-

Tabla 1. Concentración de oxígeno disuelto en función de la temperatura hídrica, con base en el 80% de saturación de este gas

Temperatura del agua. (oC)	Concentración de Oxígeno disuelto (mgO ₂ /L).	Temperatura del agua. (oC)	Concentración de Oxígeno disuelto (mgO ₂ /L).
5	10.2	21	7.1
6	10.0	22	7.0
7	9.7	23	6.9
8	9.5	24	6.7
9	9.2	25	6.6
10	9.0	26	6.5
11	8.8	27	6.4
12	8.6	28	6.3
13	8.4	29	6.2
14	8.2	30	6.0
15	8.1	31	5.9
16	7.9	32	5.8
17	7.7	33	5.7
18	7.6	34	5.6
19	7.4	35	5.5
20	7.3		

tado trófico del sistema; y así, establecer si el sistema es de tendencia oligotrófica, mesotrófica o eutrófica, lo que permite a la vez, dimensionar comportamientos ortógrados, heterógrados o clinógrados (5), para aplicarlos en el diseño de planes de manejo ambiental adecuados para programas de gestión de los recursos hidrobiológicos.

En síntesis, la relación entre la producción vs. consumo de este gas, permite dimensionar en un ecosistema acuático epicontinental los siguientes aspectos: las reacciones químicas que se presenten tanto en la columna de agua como en la zona bentónica, el pH, la incidencia en la acidez total y en la alcalinidad total, el comportamiento en función de la columna de agua y del tipo de cuerpo de aguas (ortógrado, heterógrado o clinógrado),

la DBO₅, los niveles de productividad natural del sistema, el estado trófico del sistema y por consiguiente, la capacidad de carga del ecosistema acuático, las tasas de degradación de la materia orgánica y la distribución y desarrollo de la biota acuática. Por lo tanto, se proponen los siguientes criterios de referencia en procesos de eutrofización, así: para piso altitudinal pre-montano: 12.0 mgCO₂/L; y para montano-bajo: 10.0 mgCO₂/L.

Otra variable para la evaluación de eutrofización es la relación entre la oferta de oxígeno disuelto y la DBO₅, producto de los procesos de oxidación y degradación de la materia orgánica. Si la DBO₅ supera considerablemente a la oferta de oxígeno disuelto; y si los niveles de dióxido de carbono superan a los establecidos en los criterios de calidad de aguas naturales, se puede inferir

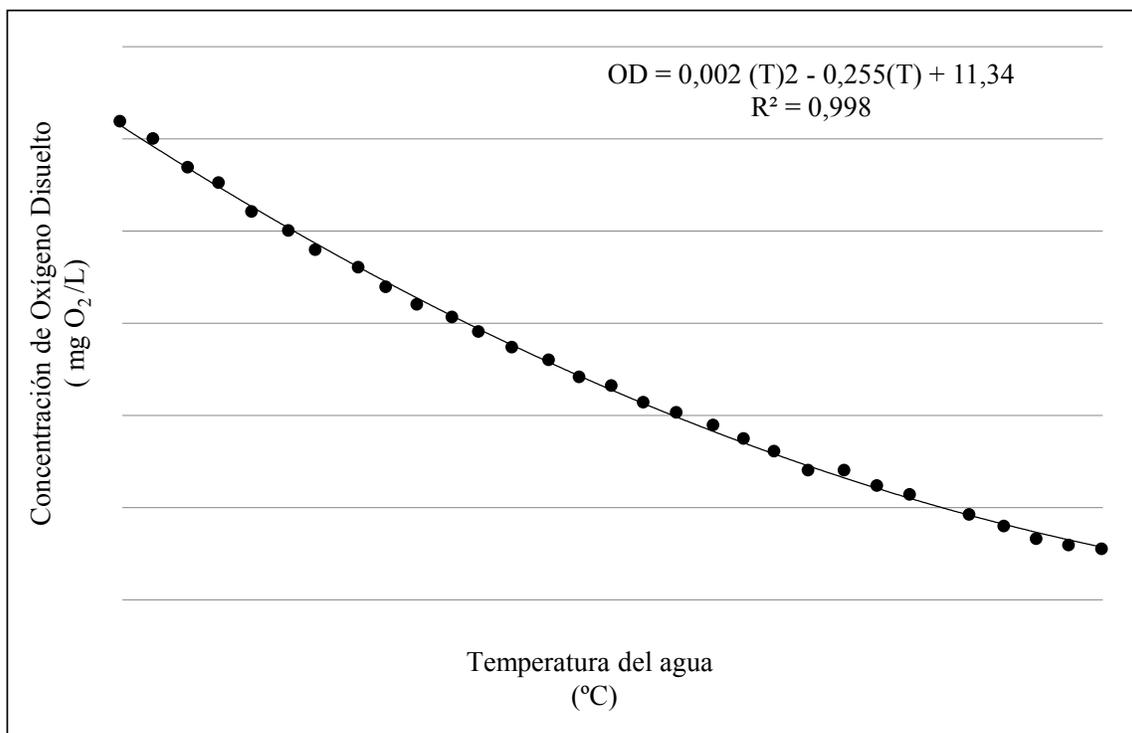


Figura 1. Curva de concentración de OD, con base en el 80% de saturación.

fácilmente que el sistema hídrico tiende a eutrofización, máxime si se trata de un sistema lenítico en donde el recambio de agua en mínimo y la oferta de oxígeno dependerá fundamentalmente de la fotosíntesis. En un sistema lótico, la probabilidad de eutrofia es menor, sin descartarla totalmente, debido a que se puede presentar intercambio de este gas con el medio atmosférico, acotando que entre mayor sean las pendientes que incrementen la velocidad de corriente y el caudal y dependiendo de la rugosidad del lecho del cauce, haciendo referencia a su textura, será menor la tendencia a eutrofia.

Como se puede apreciar, todas las variables físico-químicas de que trata este trabajo, están correlacionadas y su análisis integrado, conjuntamente con el de *clorofila-a* que agrupa la presencia de micro y macrófitas acuáticas, permitirá conceptualizar y dimensionar posibles estados de eutrofización en un ecosistema acuático epicontinental y el estuarino. Midiendo el contenido de clorofila de algas en la columna de agua, se puede relacionar con otros parámetros bióticos tales como la biomasa de fitoplancton, micro y macrófitas acuáticas, indicando que un afloramiento excesivo de estos elementos, puede afectar la penetración lumínica en las diferentes capas de la columna de agua, este último aspecto ligado con

la determinación de las zonas: eufótica-trofogénica, de compensación y afótica-trofolítica. Se toman como criterios de referencia los siguientes: para piso basal: ≤ 30 mg Clorofila- α /m³, premontano: ≤ 20 mg Clorofila- α /m³ y para el montano: ≤ 10 mg Clorofila- α /m³. (2). En diferentes estudios sobre la eutrofización, desarrollado por la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE), y realizados en 18 países, se identificaron las relaciones entre diferentes factores y la condición trófica en ecosistemas lénticos, desde oligotróficos (con bajo nivel de nutrientes) hasta hipertróficos (con gran abundancia de nutrientes) (Tabla 2).

MATRIZ PARA LA IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS DE EUTROFIZACIÓN.

Identificación de procesos de eutrofización en cuerpos hídricos.-

En la figura 2, se identifican los procesos globales que inciden en el desarrollo de la eutrofización en un cuerpo hídrico, incluyendo condiciones naturales y tensores antropogénicos. se parte de la identificación de la condición inicial del cuerpo de aguas naturales, referente a su ubicación en el piso altitudinal, la caracterización del tipo de cuerpo de agua, de aspectos geomorfológicos ligados básicamente con la(s) pendiente(s) de la zona perimetral y/o de influencia directa del humedal (de

Tabla 2. Relación entre niveles tróficos y características de los lagos. (Fuente: 2).

Estado trófico	Materia orgánica	Promedio total de Fósforo ¹ mg/m ³	Máximo de Clorofila ¹ mg/m ³	Profundidad de Secchi ² m
Oligotrófico	Bajo	8.0	4.2	9.9
Mesotrófico	Medio	26.7	16.1	4.2
Eutrófico	Alto	84.4	42.6	2.5
Hipertrófico	muy alto	750-1200		0.4-0.5

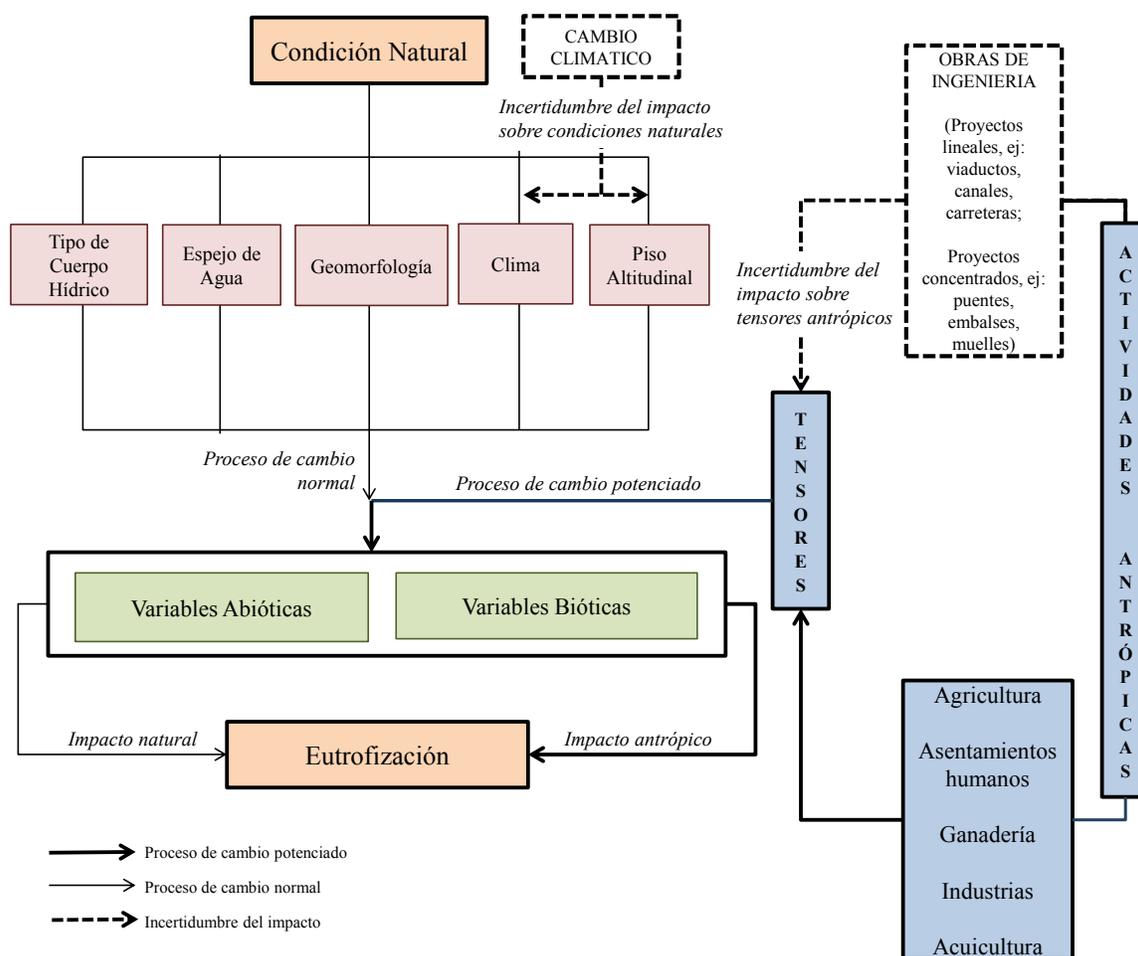


Figura 2. Procesos globales que inciden en eutrofización en cuerpos de aguas naturales.

protección ribereña), la presencia de vegetación tanto emergente como flotante y sumergida, que pueda colmar en especial, la superficie de espejo o los primeros niveles de profundidad de la columna de agua respectivamente y aspectos climáticos relacionados con temperatura ambiental, hídrica y el cambio climático. Esta última condición, se incluye porque en la actualidad está empezando a modificar las funciones y servicios de los ecosistemas continentales y marinos, aunque con un alto grado de incertidumbre, por lo cual no se puede establecer su impacto sobre los procesos de eutrofización; por lo tanto, se requiere del diseño de planes de monitoreo para evaluar sus efectos.

Con base en esta caracterización, se procedió a identificar el efecto que se pueda presentar sobre las variables abióticas y/o bióticas indicadoras de primer orden de procesos de eutrofización, para determinar el cambio natural que se está presentando. A la vez, es necesario identificar la presencia o no de actividades de origen antrópico que se estén desarrollando en la zona de influencia del ecosistema acuático. Si las hay, identificar el tipo de actividad, su naturaleza, magnitud y alcances, con el propósito de definir si solamente es un cambio espacio-temporal natural el que se está presentando o si el proceso de eutrofización se puede potencializar a

través de tensores originados por las actividades antrópicas identificadas.

Es necesario aclarar, que para que haya eutrofización, no necesariamente deben verse afectadas todas las variables citadas. El grado de ella se determinará y valorará en función del número de variables indicadoras afectadas, del peso en términos de la magnitud, de la característica o procesos afectados; y de la comparación con los criterios de referencia establecidos para un sistema en equilibrio trófico, según el uso destinado al cuerpo de aguas naturales a analizar.

Diseño de una matriz para identificar procesos de eutrofización. Selección del tipo de matriz.- La matriz desarrollada es una integración de las matrices de interacción desarrolladas por la Oficina Federal de Revisión y Análisis Ambientales del Canadá (FEARO) y la escalonada de Sorensen, presentadas en (19). Estas se modificaron y se adaptaron para identificar eventuales procesos de eutrofización en cuerpos de aguas naturales. Los componentes que integran estas dos matrices modificadas y los criterios de referencia de las variables indicadoras, fueron particularizadas de la siguiente manera: (ver tabla 3).

Tabla 3. Esquema de la matriz cualitativa de eutrofización de cuerpos hídricos.

(I)	(II)	(III)	(IV)	(V)	(VI)						

- Matriz cualitativa de procesos incidentes de eutrofización de cuerpos hídricos lóticos, como por ejemplo: ríos, quebradas, arroyos, caños, cabezas de estuarios.
- Matriz cualitativa de procesos incidentes de eutrofización de cuerpos hídricos lénticos, como por ejemplo: lagos, lagunas, embalses, reservorios, “madreviejas”, ciénagas, estanques.

La primera columna (I) corresponde al piso altitudinal:

- Basal (entre 0 y 1000 m.s.n.m).
- Pre-montano (entre 1001 y 2000 m.s.n.m).
- Montanos (alturas superiores a 2001 m.s.n.m.).

La segunda columna (II) se refiere a la época climática, puesto que las condiciones de eutrofización pueden ser

moduladas por la entrada y/o la evaporación de agua, en atención a que conllevan a variaciones en la concentración de diferentes compuestos en el cuerpo hídrico. Para tal efecto, se identifican:

- Época de lluvias.
- Época seca

La tercera columna (III) establece la característica o proceso que determina la eutrofización:

- Zona trofogenética.
- Geomorfología, relacionada a 45° de pendiente.
- Cubrimiento del espejo de agua por vegetación acuática, relacionado al 30% de la superficie en pisos basales, y al 20% en pisos premontanos y montanos.
- Entrada extra de nutrientes a la red trófica.

- Actividad iónica.
- Oxidación del fósforo por bacterias en la columna de agua.
- Presencia de fósforo asociado a los sedimentos.
- Amonificación por acción degradadora de bacterias Nitrosomonas.
- Nitrificación por acción degradadora de bacterias.
- Producción de dióxido de carbono por procesos de respiración y degradación de materia orgánica (oxidación).
- Oferta de oxígeno disuelto en la columna de agua.
- Consumo de oxígeno por oxidación bacteriana.

La cuarta columna (IV) identifica las variables indicadores de la condición o proceso:

- Turbiedad.
- Pendiente.
- Superficie de espejo de agua cubierta por vegetación acuática.
- Clorofila- α .
- Conductividad.
- Fosfatos.
- Fósforo total.
- Amonio.
- Nitritos.
- Dióxido de Carbono disuelto.
- Oxígeno disuelto.
- DBO_5 .

La quinta columna (V) establece el respectivo criterio de referencia para cada variable indicadora. Estos criterios están asociados a un sistema en equilibrio trófico y de acuerdo con el tipo de cuerpo hídrico, piso altitudinal y época climática.

En la sexta columna (VI), se identifican las principales actividades de origen antrópico que pueden potenciar los procesos de eutrofización: agricultura, ganadería, acuicultura, vertimientos provenientes de asentamientos humanos y vertimientos provenientes de procesos industriales, con los correspondientes tensores:

- Erosión orgánica: arrastre de residuos orgánicos de origen animal o vegetal, como los abonos usados en procesos agropecuarios.
- Erosión inorgánica: arrastre de minerales del suelo y residuos inorgánicos provenientes de productos elaborados, para su aplicación en el sector agropecuario.
- Vertimientos de aguas residuales de origen inorgánico: residuos líquidos de origen industrial.
- Vertimientos de aguas residuales de origen orgánico:

co: residuos líquidos orgánicos de origen doméstico, industrial, agrícola, pecuario y procesamiento de alimentos.

- Sustancias activas al azul de metileno, SAAM: residuos líquidos de origen industrial y doméstico que puedan contener detergentes o tensoactivos.
- Agroquímicos: fertilizantes y biocidas.
- Alimentos concentrados: como suplemento nutricional en programas pecuarios.

Convenciones.- Los colores indican el peso de la característica o proceso de cada variable para inducir a la eutrofización. Este criterio está asociado con el tipo de cuerpo hídrico, piso altitudinal y época climática:

 Color rojo, para variables de característica o proceso de Mayor peso en eutrofización.

 Color naranja, para variables de característica o proceso de Mediano peso en eutrofización

 Color amarillo, para variables de característica o proceso de Bajo peso en eutrofización

Las flechas indican el nivel de incidencia de los tensores antropogénicos sobre la variable indicadora; diagnóstico que debe asociarse con el efecto sobre el proceso específico de la variable. Este criterio está asociado con el tipo de cuerpo hídrico, piso altitudinal y época climática:

→ Indica incidencia Baja del tensor sobre la variable de referencia.

↗ Indica incidencia Media del tensor sobre la variable de referencia.

↑ Indica incidencia Alta del tensor sobre la variable de referencia.

∅ Indica que no se puede determinar el nivel de incidencia sobre la variable de referencia.

PROCEDIMIENTO.- Con el propósito de facilitar metodológicamente esta evaluación y de manera simplificada, se presentan como ejemplo en este documento, dos matrices para pisos basales (ver Tablas No4 y No5), acotando que del total de las doce matrices diseñadas, se seleccionará la que corresponda a la situación particular a evaluar.

Inicialmente se debe identificar el tipo de cuerpo de aguas naturales. Posteriormente, se caracteriza la con-

dición natural del ecosistema acuático referente a la zona de vida y los componentes que la integran, a saber: piso altitudinal, época pluviométrica. Lo anterior conllevará a decidir acerca de la matriz a emplear. Luego se procede a identificar si en la zona de influencia del ecosistema acuático se desarrollan actividades antrópicas que potencialicen el proceso de eutrofización, acotando que el objetivo fundamental de esta herramienta es dimensionar y evaluar de manera cualitativa eventuales procesos de eutrofización. A manera de ejemplo, se presentan únicamente para pisos basales, la matriz cualitativa No1 correspondiente al sistema lenítico y la matriz cualitativa No2 para sistema lótico (Ver anexo).

Alcances de la aplicación de las matrices.- Las matrices deben considerarse como herramientas para la evaluación preliminar de la tendencia de desarrollo de un proceso de eutrofización, por esto tiene algunos límites o alcances en sus acciones:

- Permite comparar las condiciones naturales de un ecosistema acuático en relación con la incidencia de un tensor de origen antropogénico. Esto conlleva a dimensionar de manera espacio-temporal, los posibles cambios que se presenten en: las variables indicadoras de referencia, en los flujos de materia y energía; y en el desarrollo somático-reproductor y distribución de la biota acuática.
- Permite diferenciar por su peso de incidencia, variables que inicien sinergia dentro de los procesos de eutrofización; así como también, aquellas que sean más susceptibles de cambio respecto de las condiciones naturales del sistema hídrico.
- Permite diferenciar tanto las acciones de origen antrópico más influyentes, como las variables indicadoras que se vean más afectadas. En este sentido, se debe considerar que las matrices representan relaciones uno a uno (variable-tensor), de acuerdo con el tipo de cuerpo hídrico, piso altitudinal y época climática.
- Identifica las condiciones naturales de un ecosistema acuático epicontinental en función de la zona de vida y de su ubicación geográfica particulares. Esto también permitirá conceptualizar acerca de la viabilidad de programas de desarrollo, en referencia a la magnitud e importancia de los posibles cambios que puedan sufrir las variables indicadoras frente a eventuales tensores de origen antrópico que puedan generarse en el sistema hídrico a analizar.
- Permitirá diseñar por parte de las Autoridades Ambientales competentes, las estrategias que deben formar parte integral de un Plan de Manejo Ambiental (PMA), en donde se identifiquen y desarrollen los mecanismos de: control, prevención, mitigación, restauración de escenarios y/o de contingencia a que haya lugar, con el propósito de evitar y/o minimizar los efectos negativos que se puedan generar sobre los componentes abióticos y bióticos de un sistema hídrico en particular, en el evento del desarrollo de procesos de eutrofización.

ANEXOS

MATRIZ CUALITATIVA No1 DE PROCESOS INCIDENTES EN EUTROFIZACIÓN DE CUERPOS HÍDRICOS LÉNTICOS.

“Ejemplo: Lagos, lagunas, embalses, madre viejas, ciénagas”

Tabla 4. Matriz cualitativa No1 de procesos incidentes en eutrofización de cuerpos hídricos lénticos.

PISO ALTITUDINAL	ÉPOCA CLIMÁTICA	CARACTERÍSTICA O PROCESO	VARIABLE INDICADORA	CRITERIO DE REFERENCIA (Sistema en equilibrio trófico)	PROCESOS ANTRÓPICOS: Agricultura, Ganadería, Acuicultura, Asentamientos humanos, Industria						
					Erosión orgánica	Erosión inorgánica	Vertimientos orgánicos	Vertimientos inorgánicos	Sustancias activas al azul de metileno	Agroquímicos (fertilizantes v. biocidas)	Alimentos concentrados
Basal (0 - 1000m)	Época seca	Zona Trofógena	Turbiedad	≤ 20 UNT	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
		Geomorfología	Pendiente	≤ 45°	↗	↗	φ	φ	φ	φ	φ
		Espejo de agua	Superficie cubierta por vegetación acuática	≤ 30%	↑	↗	↑	↗	→	↑	↗
		Nutrientes en la red trófica	Clorofila- <i>a</i>	≤ 30 mg Clorofila- <i>a</i> /m ³	↑	↗	↑	↗	→	↑	↗
		Actividad iónica	Conductividad	≤ 130 μS/cm	↗	↗	→	↑	↑	↗	→
		Oxidación del fósforo por bacterias en la columna de agua	Fosfatos	≤ 0.025 mg PO ₄ /L	↑	↗	↑	↗	→	↑	→
		Presencia de fósforo en los sedimentos	Fósforo total	≤ 0.025 mg P/L	↑	↑	↑	↑	↗	↑	↗
		Amonificación por acción degradadora de bacterias <i>Nitrosomonas</i>	Amonio	≤ 0.5 mg NH ₄ /L	↑	↗	↑	↗	→	↑	↑
		Nitrificación por acción degradadora de bacterias.	Nitritos	≤ 0.05 mg NO ₂ /L	↑	↗	↑	↗	→	↑	↑
		Producción de dióxido de carbono por respiración y degradación de materia orgánica	Dióxido de carbono disuelto	≤ 15.0 mg CO ₂ /L	→	→	↑	↗	→	↑	↑
	Oferta de oxígeno en la columna de agua	Oxígeno disuelto	≥ valor de referencia mg O ₂ /L (*)	→	→	↑	↗	→	↑	↑	
	Consumo de oxígeno por oxidación bacteriana	DBO ₅	< oxígeno disuelto	→	→	↑	↗	→	↑	↑	
	Época de lluvias	Zona Trofógena	Turbiedad	≤ 20 UNT	↑	↑	↗	→	→	↑	↗
		Geomorfología	Pendiente	≤ 45°	↑	↑	φ	φ	φ	φ	φ
		Espejo de agua	Superficie cubierta por vegetación acuática	≤ 30%	↑	↑	→	→	→	↗	→
		Nutrientes en la red trófica	Clorofila- <i>a</i>	≤ 30 mg Clorofila- <i>a</i> /m ³	↑	→	↑	→	→	↑	↑
		Actividad iónica	Conductividad	≤ 130 μS/cm	→	→	→	→	↗	→	→
		Oxidación del fósforo por bacterias en la columna de agua	Fosfatos	≤ 0.025 mg PO ₄ /L	↑	↑	↗	→	→	↑	↗
		Presencia de fósforo en los sedimentos	Fósforo total	≤ 0.025 mg P/L	↑	↑	↗	↗	→	↑	↗
		Amonificación por acción degradadora de bacterias <i>Nitrosomonas</i>	Amonio	≤ 0.5 mg NH ₄ /L	↑	↗	↑	↗	→	↑	↑
Nitrificación por acción degradadora de bacterias.		Nitritos	≤ 0.05 mg NO ₂ /L	↑	↗	↑	↗	→	↑	↑	
Producción de dióxido de carbono por respiración y degradación de materia orgánica		Dióxido de carbono disuelto	≤ 15.0 mg CO ₂ /L	→	→	↗	→	→	↑	↑	
Oferta de oxígeno en la columna de agua	Oxígeno disuelto	≥ valor de referencia mg O ₂ /L (*)	↗	↗	↗	→	→	↑	↑		
Consumo de oxígeno por oxidación bacteriana	DBO ₅	< oxígeno disuelto	↗	→	↑	↗	→	↑	↑		

(*) El valor de referencia de la concentración de oxígeno disuelto se estima en función de la temperatura hídrica, con base en el 80% de saturación de este gas a partir de la Tabla 1 ó la Figura 1.

MATRIZ CUALITATIVA No2 DE PROCESOS INCIDENTES EN EUTROFIZACIÓN DE CUERPOS HÍDRICOS LÓTICOS.

Ejemplo: quebradas, ríos, arroyos, caños, cabezas de estuario.

Tabla 5. Matriz cualitativa No2 de procesos incidentes en eutrofización de cuerpos hídricos lóticos.

PISO ALTITUDINAL	ÉPOCA CLIMÁTICA	CARACTERÍSTICA O PROCESO	VARIABLE INDICADORA	CRITERIO DE REFERENCIA (Sistema en equilibrio trófico)	PROCESOS ANTRÓPICOS: Agricultura, Ganadería, Acuicultura, Asentamientos humanos, Industria						
					Erosión orgánica	Erosión inorgánica	Vertimientos orgánicos	Vertimientos inorgánicos	Sustancias activas al azul de metileno	Agroquímicos (fertilizantes y biocidas)	Alimentos concentrados
Basal (0 -1000m)	Época seca	Zona Trofógena	Turbiedad	≤ 20 UNT	↑	↑	↑	↑	→	↑	↑
		Geomorfología	Pendiente	≤ 45°	↑	↑	φ	φ	φ	φ	φ
		Nutrientes en la red trófica	Clorofila- <i>a</i>	≤ 30 mg Clorofila- <i>a</i> /m ³	↑	↑	↑	↑	→	↑	↑
		Actividad iónica	Conductividad	≤ 100 μS/cm	↑	↑	→	↑	↑	↑	→
		Oxidación del fósforo por bacterias en la columna de agua	Fosfatos	≤ 0.025 mg PO ₄ /L	↑	↑	↑	↑	→	↑	→
		Presencia de fósforo en los sedimentos	Fósforo total	≤ 0.025 mg P/L	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
		Amonificación por acción degradadora de bacterias <i>Nitrosomonas</i>	Amonio	≤ 0.5 mg NH ₄ /L	↑	↑	↑	↑	→	↑	↑
		Nitrificación por acción degradadora de bacterias.	Nitritos	≤ 0.05 mg NO ₂ /L	↑	↑	↑	↑	→	↑	↑
		Producción de dióxido de carbono por respiración y degradación de materia orgánica	Dióxido de carbono disuelto	≤ 15.0 mg CO ₂ /L	→	→	↑	↑	→	↑	↑
		Oferta de oxígeno en la columna de agua	Oxígeno disuelto	≥ valor de referencia mg O ₂ /L (*)	→	→	↑	↑	→	↑	↑
		Consumo de oxígeno por oxidación bacteriana	DBO ₅	< oxígeno disuelto	→	→	↑	↑	→	↑	↑
		Época de lluvias	Zona Trofógena	Turbiedad	≤ 20 UNT	↑	↑	↑	→	→	↑
	Geomorfología		Pendiente	≤ 45°	↑	↑	φ	φ	φ	φ	φ
	Nutrientes en la red trófica		Clorofila- <i>a</i>	≤ 30 mg Clorofila- <i>a</i> /m ³	↑	↑	↑	→	→	↑	↑
	Actividad iónica		Conductividad	≤ 100 μS/cm	→	→	→	→	↑	→	→
	Oxidación del fósforo por bacterias en la columna de agua		Fosfatos	≤ 0.025 mg PO ₄ /L	↑	↑	↑	→	→	↑	↑
	Presencia de fósforo en los sedimentos		Fósforo total	≤ 0.025 mg P/L	↑	↑	↑	↑	→	↑	↑
	Amonificación por acción degradadora de bacterias <i>Nitrosomonas</i>		Amonio	≤ 0.5 mg NH ₄ /L	↑	↑	↑	↑	→	↑	↑
	Nitrificación por acción degradadora de bacterias.		Nitritos	≤ 0.05 mg NO ₂ /L	↑	↑	↑	↑	→	↑	↑
	Producción de dióxido de carbono por respiración y degradación de materia orgánica		Dióxido de carbono disuelto	≤ 15.0 mg CO ₂ /L	→	→	↑	→	→	↑	↑
	Oferta de oxígeno en la columna de agua		Oxígeno disuelto	≥ valor de referencia mg O ₂ /L (*)	↑	↑	↑	→	→	↑	↑
	Consumo de oxígeno por oxidación bacteriana		DBO ₅	< oxígeno disuelto	↑	→	↑	↑	→	↑	↑

(*) El valor de referencia de la concentración de oxígeno disuelto se estima en función de la temperatura hídrica, con base en el 80% de saturación de este gas a partir de la Tabla 1 ó la Figura 1.

BIBLIOGRAFÍA

1. Vásquez G. Calidad de las aguas naturales en relación con el régimen de caudal ambiental. Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos. Primera Edición. Programa Editorial Universidad del Valle: 137-166. Cali, Colombia. 2009.
2. Janus L, Vollenweider R. The OECD Cooperative Programme on eutrophication: summary report - Canadian contribution. Inland waters directorate scientific series no. 131, Ministerio del Medio ambiente del Canadá. Burlington, Ontario, Canadá. 1981.
3. Canter L. Manual de evaluación de impacto ambiental: técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Madrid, España, McGraw-Hill. 1998.
4. Abbott M, Bathurst J, Cunge J, O'Connell P, Rasmussen, J. An introduction to the European Hydrological System -Système Hydrologique Européen "SHE". J. Hydrol 1986 87: 45-59.
5. Roldán G. Fundamentos de limnología tropical. Medellín, Colombia, Editorial Universidad de Antioquia. 1992.
6. Metcalfe J. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. The Rivers Handbook. Londres. Blackwell Scientific Publications 1994 2: 144-170.
7. Milliman J, Meade R. World-wide delivery of river sediment to the oceans. J. Geol 1983 91: 1-21.
8. Nielsen G, Culley J, Cameron, D. Nitrogen Loading from Agricultural Activities in the Great Lakes Basin. International Joint Commission PLUARG Report. Windsor, Ontario. 1978.
9. Spires A, Miller M. Contribution of Phosphorus from Agricultural Land to Streams by Surface Runoff. International Joint Commission PLUARG Report. Windsor, Ontario. 1978.
10. Smith, S. Phosphorus Versus Nitrogen Limitation in the Marine Environment. Limnology and Oceanography 1984 29 (6): 1149-1160.
11. Garay J, Marín B, Vélez A. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2001: contaminación marino-costera en Colombia. INVEMAR. Santa Marta, Colombia. 2002.
12. Ongley E. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje. Consulta: Diciembre, 2011. Página web: <http://www.fao.org/docrep/W2598S/w2598s00.htm#Contents>.
13. Holdridge L. Determination of world formulations from simple climate data. Science 1947 105:367-368.
14. Margalef R. Limnología. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España. 2000.
15. Wetzel R. Limnología. Barcelona, España, Ediciones Omega. 1981.
16. Smith R, Smith T. Ecología 4a edición. Madrid, España. Addison Wesley. 2000.
17. Cole G. Manual de limnología. Buenos Aires, Editorial Hemisferio Sur. 1988.
18. Boyd C. Water quality in ponds for aquaculture. Alabama agricultural experiment station. Department of fisheries and allied aquacultures. Auburn University. Auburn, Alabama. EUA. 1992.
19. Figueroa A, Contreras R, Sánchez, J. Evaluación de impacto ambiental, un instrumento para el desarrollo. Grupo de Estudios Ambientales para el Desarrollo Regional (CEADES) - Corporación Universitaria Autónoma de Occidente. Cali, Colombia. 1998.